



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



**MARCILENE BERNARDO SILVA**

# **TRATAMENTO BIOLÓGICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO**

Uberlândia, 2021

**MARCILENE BERNARDO SILVA**

# **TRATAMENTO BIOLÓGICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Ismarley Lage Horta Moraes.

Uberlândia, 2021

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU  
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

S586  
2021

Silva, Marcilene Bernardo, 1990-  
Tratamento biológico com lodo granular aeróbio de  
efluente de laticínio [recurso eletrônico] / Marcilene  
Bernardo Silva. - 2021.

Orientador: Ismarley Lage Horta Moraes.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de  
Uberlândia, Pós-graduação em Engenharia Civil.  
Modo de acesso: Internet.  
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2021.539>  
Inclui bibliografia.  
Inclui ilustrações.

1. Engenharia civil. I. Moraes, Ismarley Lage Horta,  
1984-, (Orient.). II. Universidade Federal de  
Uberlândia. Pós-graduação em Engenharia Civil. III.  
Título.

CDU: 624

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:

Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091



### ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Engenharia Civil				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 272, PPGE				
Data:	30 de setembro de 2021	Hora de início:	8:30 h	Hora de encerramento:	12:55h
Matrícula do Discente:	11912ECV017				
Nome do Discente:	Marcilene Bernardo Silva				
Título do Trabalho:	Tratamento biológico com lodo granular aeróbio de efluente de laticínio				
Área de concentração:	Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental				
Linha de pesquisa:	Saneamento Ambiental				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Remoção biológica de nutrientes com lodo granular aeróbio				

Reuniu-se, em sessão pública pela plataforma *Microsoft Teams* provida pela Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, assim composta pelos Professores Doutores: Cláudio Mudadu Silva – UFV, Cláudio Arcanjo de Sousa – UFGD e Ismarley Lage Horta Moraes – UFU orientador da candidata.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa, Ismarley Lage Horta Moraes, apresentou a Comissão Examinadora e a candidata, agradeceu a presença do público, e concedeu a Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação da Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

**Aprovada**

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestra.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ismarley Lage Horta Moraes, Presidente**, em 01/10/2021, às 11:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Claudio Mudadu Silva, Usuário Externo**, em 10/11/2021, às 16:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cláudio Arcanjo de Sousa, Usuário Externo**, em 17/11/2021, às 12:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://www.sei.ufu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **3058710** e o código CRC **D09939**.

*Dedico este trabalho a meus pais Geraldo e Nazaré.*

*Por todo amor e carinho.*

*Amo vocês.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus por ter me ajudado e guiado, por ter me protegido durante todas as viagens entre Uberlândia e Belo Horizonte, por ter dado vida e saúde para minha família nesse período tão difícil e por estar sempre iluminando o meu caminho.

Aos meus pais, Geraldo e Nazaré, pelo apoio, dedicação, amor e compreensão. Amo vocês. Aos meus irmãos pelos agradáveis momentos.

Ao professor Ismarley Lage Horta Moraes pela orientação, ensinamento e contribuições para a realização deste trabalho.

A Universidade Federal de Uberlândia, a Faculdade de Engenharia Civil (FECIV) e em especial aos funcionários e professores do departamento de recursos hídricos e saneamento do programa de pós-graduação.

Ao Laboratório de Saneamento (LABSAN), onde praticamente "morei" durante quase um ano cuidando dos meus reatores. À técnica Aline Pinheiro que mesmo longe seguiu dando apoio. Ao aluno Samuel Campos por ter me ajudado na realização das análises.

Ao Laboratório Multiusuário do Instituto de Química da Universidade Federal de Uberlândia (LMIQ-UFU), ao Laboratório de Fotoquímica e Ciência dos Materiais (LAFOT) do Instituto de Química (UFU), ao Laboratório de Armazenamento de Energia e Tratamento de Efluentes (LAETE) do Instituto de Química (UFU), ao Laboratório de Reciclagem de Polímeros (LABREPOL) do Instituto de Química, ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) do Instituto de Ciências Agrárias e aos professores e técnicos responsáveis por esses respectivos laboratórios.

Aos colegas de mestrado pelas horas de estudo, pelas conversas e brincadeiras ao longo de todo esse período.

Aos meus cachorros, Luke e Pandora por todo amor.

Por fim, agradeço a todos que conheci em Uberlândia que de certa forma contribuíram de forma direta ou indireta para a realização desta pesquisa.

## RESUMO

Nas últimas décadas, pesquisas com a utilização de lodo granular aeróbio (LGA) vem ganhando destaque na área de tratamento de efluentes como alternativa de substituição a utilização ao tradicional lodos ativados, uma vez que esse necessita de grande área para sua instalação, necessita da utilização de decantador secundário e produz uma grande quantidade de lodo. No presente trabalho foram operados em paralelo dois reatores em batelada sequencial, alimentados com efluente sintético de laticínios. No primeiro reator (R1) foi mantido o lodo floculento convencional do sistema de lodos ativados e no segundo (R2) foi mantido o lodo granular aeróbio (LGA). Ambos reatores apresentaram elevadas eficiências de remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO, com valores superiores a 97% e 96%, respectivamente. Amostras do lodo aeróbio granular indicaram maior concentração de fósforo presente na biomassa. No entanto, isso não refletiu em maior eficiência de remoção desse nutriente no reator com LGA e ambos obtiveram eficiências de remoção superiores a 70%. Em relação ao nitrogênio, ocorreu nitrificação satisfatória em ambos reatores com remoção total da amônia. Em relação ao NTK, o reator R2 apresentou remoção superior (44%) ao R1 (29%). Uma maior remoção de nitrogênio no reator com LGA era esperada e pode ser justificada pelo tamanho reduzido dos grânulos formados que podem comprometer a formação da zona anóxica no interior destes. Tais grânulos apresentaram elevadas velocidade de sedimentação ( $8,2 \text{ m.h}^{-1}$ ), resistência (coeficiente de integridade = 0,22) e sedimentabilidade ( $\text{IVL}_{30} = 32,30 \text{ mL.g}^{-1}$ ). Além disso, a análise das substâncias poliméricas extracelulares, indicaram que as proteínas foram os principais componentes presentes nos grânulos.

**Palavras-chave:** Lodo granular aeróbio - Granulação aeróbia - Remoção de nutrientes - Remoção de matéria orgânica

## ABSTRACT

In the last decades, research on the use of aerobic granular sludge (AGS) has been gaining prominence in the area of effluent treatment as an alternative to replacing the use of traditional activated sludge, since this requires a large area for its installation, it needs to be used secondary clarifier and produces a large amount of sludge. In the present work, two sequential batch reactors, fed with synthetic dairy effluent, were operated in parallel. In the first reactor (R1), it was kept the conventional flocculent sludge from the activated sludge system and in the second (R2) the aerobic granular sludge (AGS). Both reactors showed high efficiency in the removal of BOD<sub>5</sub> and COD, with values above 97% and 96%, respectively. Granular aerobic sludge samples indicated a higher concentration of phosphorus in the biomass. However, this fact did not reflect in a greater removal efficiency of this nutrient in the AGS reactor and both reactors obtained removal efficiencies higher than 70%. Regarding nitrogen, a satisfactory nitrification occurred in both reactors with total removal of ammonia. In relation to NTK, reactor R2 showed a higher removal (44%) than reactor R1 (29%). A greater removal of nitrogen in the reactor R2 was expected and can be explained by the reduced size of the formed granules, which can compromise the formation of the anoxic zone inside them. Such granules showed high sedimentation velocity (8.2 m.h<sup>-1</sup>), resistance (integrity coefficient = 0.22) and sedimentability (IVL<sub>30</sub> = 32.30 mL.g<sup>-1</sup>). Furthermore, the analysis of extracellular polymeric substances indicated that proteins were the main components present in the granules.

**Keywords:** Aerobic granular sludge - Aerobic granulation - Removal of nutrients - Removal of organic matter



## Lista de Figuras

2.1	Funcionamento do Reator em Bateladas Sequencial . . . . .	19
2.2	Lodos ativados tradicional . . . . .	22
2.3	Floco biológico . . . . .	23
2.4	Processo EBPR . . . . .	27
2.5	Diferença estrutural e funcional entre o floco biológico e o grânulo aeróbio . .	30
2.6	Esquema de granulação aeróbia . . . . .	32
2.7	Remoção de nitrogênio no interior do grânulo . . . . .	36
2.8	Ciclo de operação RBS com LGA na remoção de nutrientes . . . . .	37
3.1	Etapas da pesquisa . . . . .	39
3.2	Reatores em bateladas sequenciais - RBSs (Prismas de vidro). Os baldes foram utilizados para armazenamento dos afluentes ao tratamento e alimentação dos reatores . . . . .	40
4.1	Aspecto visual do afluente e do efluente . . . . .	49
4.2	Sólidos Suspensos Totais dos reatores . . . . .	50
4.3	Sólidos Suspensos Voláteis dos reatores . . . . .	51
4.4	Relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais . . . .	51
4.5	Resultados de IVL <sub>5</sub> dos reatores . . . . .	52
4.6	Resultados de IVL <sub>30</sub> dos reatores . . . . .	53
4.7	Resultados de porcentagem de granulação . . . . .	54
4.8	Resultados das relações IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub> e IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>5</sub> dos reatores . . . . .	54
4.9	Início da formação dos grânulos . . . . .	55
4.10	Mudança de cor da biomassa . . . . .	56
4.11	Fases dos grânulos . . . . .	57
4.12	Aferição diária de temperatura interna dos reatores . . . . .	58
4.13	Aferição diária de temperatura dos efluentes tratados . . . . .	58
4.14	Aferição diária de pH dos reatores . . . . .	60
4.15	Aferição diária de pH do efluente tratado . . . . .	60
4.16	Concentração de oxigênio dissolvido no interior dos reatores . . . . .	61
4.17	Eficiência da remoção de DQO . . . . .	62
4.18	Fósforo Afluente . . . . .	64
4.19	Fósforo Remanescente Reatores . . . . .	64
4.20	Eficiência da remoção de fósforo . . . . .	65
4.21	Análise FTIR EPS R1 . . . . .	68
4.22	Análise FTIR EPS R2 . . . . .	68
4.23	FTIR R1 Amostra 01 . . . . .	69
4.24	FTIR R1 Amostra 02 . . . . .	69
4.25	FTIR R1 Amostra 03 . . . . .	70

4.26 FTIR R1 Amostra 04 . . . . .	70
4.27 FTIR R2 Amostra 01 . . . . .	71
4.28 FTIR R2 Amostra 02 . . . . .	71
4.29 FTIR R2 Amostra 03 . . . . .	72
4.30 FTIR R2 Amostra 04 . . . . .	72
4.31 MEV R1 . . . . .	73
4.32 MEV R2 . . . . .	74
4.33 Espectro amostra reator 01 . . . . .	75
4.34 Espectro amostra reator 02 . . . . .	75
4.35 Gráfico Espectro Reator 01 . . . . .	76
4.36 Gráfico Espectro Reator 02 . . . . .	77

## Lista de Tabelas

1	Características das águas residuárias das indústrias de laticínios . . . . .	21
2	Formas do nitrogênio e estados de oxidação . . . . .	25
3	Composição efluente sintético . . . . .	41
4	Composição efluente sintético de laticínio . . . . .	41
5	Composição leite em pó integral . . . . .	42
6	Duração das etapas do ciclo durante a adaptação do lodo com o efluente sintético (Fase 01) . . . . .	43
7	Ciclo de granulação aeróbia R2 (Fase 02) . . . . .	43
8	Duração das etapas dos ciclos dos reatores R1 e R2 (Fase03) . . . . .	44
9	Análises físico-químicas . . . . .	44
10	Características físico-químicas do efluente sintético de laticínio . . . . .	48
11	Concentrações de DQO afluente e efluente aos reatores . . . . .	62
12	Concentrações de DBO afluente e efluente aos reatores . . . . .	63
13	Série de Nitrogênio . . . . .	66

## LISTA DE SÍMBOLOS

C - Carbono  
 $Ca^{2+}$  - Íon de cálcio bivalente  
 $CaCl_2 \cdot 2H_2O$  - Cloreto de cálcio  
Cl - Cloro  
CO - Carbonila  
COOH - Ácidos carboxílicos  
 $C_6H_{12}O_6$  - Glicose  
Fe - Ferro  
 $FeSO_4$  - Sulfato ferroso  
 $FeCl_3$  - Cloreto de ferro  
 $Fe_3O_4$  - Óxido de ferro  
g - gramas  
H - Hidrogênio  
 $H_2O$  - água  
 $H_2O_4$  - ácido sulfúrico  
 $KH_2PO_4$  - Fosfato de potássio monobásico  
L - litros  
mg - miligrama  
 $Mg^{2+}$  - Íon de magnésio bivalente  
 $MgSO_4 \cdot 7H_2O$  - Sulfato de magnésio heptahidratado  
 $MgSO_4 \cdot H_2O$  - Sulfato de magnésio monohidratado  
mL - mililitro  
mm - milímetro  
N - Nitrogênio  
NH - Aminas  
 $NH_3$  - Amônia  
 $NH_4^+$  - Íon amônio  
 $N_2$  - Nitrogênio gasoso  
 $NO_2^-$  - Nitrito  
 $NO_3^-$  - Nitrato  
 $N_2O$  - Óxido nitroso  
NaOH - Hidróxido de sódio  
 $NaC_2H_3O_2 \cdot 3H_2O$  - Acetato de sódio  
 $NaHCO_3$  - Bicarbonato de sódio  
 $NaH_2PO_4 \cdot H_2O$  - Fosfato de sódio monobásico  
 $NH_4Cl$  - Cloreto de amônio  
 $(NH_2)_2CO$  - Ureia  
O - Oxigênio  
 $O_2$  - Oxigênio gasoso  
OH - Hidroxilas

P - Fósforo

S - Enxofre

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

A/M - Alimento / microrganismo  
BOA - Bactérias oxidantes de amônia  
BON - Bactérias oxidantes de nitrito  
CAG - Carvão ativado granular  
C/N - Carbono / nitrogênio  
CONAMA - Conselho nacional de meio ambiente  
COPAM - Conselho estadual de política ambiental  
DBO - Demanda bioquímica de oxigênio  
DQO - Demanda química de oxigênio  
EBPR - Enhanced Biological Phosphorus Removal  
EPS - Substâncias poliméricas extracelulares  
ETE - Estação de tratamento de esgoto  
GAO - Organismos acumuladores de glicogênio  
IVL - Índice volumétrico de lodo  
LGA - Lodo granular aeróbio  
LabSan - Laboratório de Saneamento  
NTK - Nitrogênio Kjeldahl  
OD - Oxigênio dissolvido  
ONU - Organizações das Nações Unidas  
PAO - Poly-phosphate Accumulating Organisms  
PHA - polihidroxialcanoatos  
R1 - Reator 01  
R2 - Reator 02  
RBN - Remoção biológica de nutrientes  
RBS - Reator em bateladas sequencial  
SMEWW - Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater  
SNIS - Sistema nacional de informações sobre saneamento  
SST - Sólidos suspensos totais  
SSV - Sólidos suspensos voláteis  
TDH - Tempo de detenção hidráulica  
UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

# Sumário

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>14</b>
1.1	OBJETIVOS . . . . .	16
1.1.1	Objetivo Geral . . . . .	16
1.1.2	Objetivos Específicos . . . . .	16
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>17</b>
2.1	Tratamento de efluentes . . . . .	17
2.2	Efluente de Laticínios . . . . .	20
2.2.1	Lodos Ativados . . . . .	21
2.2.2	Remoção biológica de nutrientes . . . . .	24
2.3	Lodo Granular Aeróbio . . . . .	28
2.3.1	Fatores que influenciam a granulação . . . . .	31
2.3.2	Estabilidade dos grânulos . . . . .	34
2.3.3	Remoção de nutrientes com Lodo Granular Aeróbio . . . . .	35
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>38</b>
3.1	Aparato experimental . . . . .	39
3.2	Lodo biológico . . . . .	40
3.3	Efluente . . . . .	41
3.4	Ciclo operacional . . . . .	42
3.5	Análises físico-químicas . . . . .	44
3.6	Análises fotográficas e espectroscopia de raios X por energia dispersiva . . . . .	45
3.7	Determinação da velocidade média de sedimentação . . . . .	45
3.8	Determinação da resistência dos grânulos . . . . .	46
3.9	Percentual de granulação . . . . .	46
3.10	Extração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) . . . . .	47
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>48</b>
4.1	Caracterização dos efluentes . . . . .	48
4.1.1	Concentração de sólidos suspensos totais nos reatores . . . . .	49
4.1.2	Índice Volumétrico de Lodo (IVL) e Percentual de Granulação . . . . .	52
4.2	Processo de formação dos grânulos aeróbios . . . . .	55
4.2.1	Velocidade média de sedimentação e determinação da resistência dos grânulos . . . . .	57
4.3	Análise de pH e Temperatura . . . . .	57
4.4	Oxigênio dissolvido . . . . .	61
4.5	Desempenho dos reatores na remoção de matéria orgânica . . . . .	62
4.6	Remoção de Nutrientes . . . . .	63

4.7	Análise FTIR do EPSs extraído . . . . .	67
4.8	Análises fotográficas e MEV . . . . .	72
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>78</b>
5.1	Sugestões de trabalhos futuros . . . . .	78
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>79</b>
	<b>APÊNDICE A</b>	<b>92</b>



# 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de novas técnicas e o aperfeiçoamento de técnicas já conhecidas surge com a necessidade de reutilizar águas residuárias uma vez que o aumento do consumo de água e a sua escassez caminham em uma linha tênue. Além disso, é necessário que essas técnicas sejam ambientalmente sustentáveis através de baixa geração de resíduo e baixo consumo de energia e financeiramente atrativas (EGBUIKWEM; MIERZWA; SAROJ, 2020). A escolha da técnica adequada para o tratamento de águas residuárias é crucial para o sucesso do tratamento. Por isso, conhecer o efluente que se deseja tratar é o primeiro passo (EGBUIKWEM; MIERZWA; SAROJ, 2020).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2019, 92,9% da população urbana do Brasil possuía atendimento com rede de abastecimento de água. Em relação a coleta de esgotos apenas 61,9% da população urbana era atendida, sendo que dessa porção coletada 78,5% recebiam algum tipo de tratamento antes de serem lançados nos corpos hídricos (BRASIL, 2020). Outro dado que chama atenção no relatório do Brasil (2020), é relativo à perda de água na distribuição que no Brasil é de 39,2%, ou seja, de todo o volume de água produzido para abastecimento essa porcentagem não foi contabilizado como utilizada pelos consumidores. Os motivos que levam a essas perdas de distribuição são diversos, por exemplo ligações clandestinas, vazamentos ou falhas operacionais na medição podem ter motivado essa perda.

Em 2017 em um relatório sobre o desenvolvimento da água, as Organizações das Nações Unidas (ONU), elencou diversos motivos para reutilização de águas residuárias como fonte sustentável de utilização de água, no entanto esse relatório estima que 80% dos efluente produzidos em todo o mundo são lançados em corpos hídricos sem o devido tratamento (ONU, 2017). Segundo ONU (2020), o abastecimento de água, atividades de pesca e recreativas, estão sofrendo as consequências da falta de saneamento, do excesso de nutrientes na água, das alterações climáticas e da redução do oxigênio dissolvido.

Considerando a necessidade de melhorar a qualidade dos efluentes tratados, os padrões de lançamento estão cada vez mais rigorosos (HE, Q. et al., 2020). A remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo que causam a eutrofização da água, de matéria orgânica e de outros contaminantes é necessária para que ocorra a possibilidade de reutilização de águas residuárias. Pesquisas atuais procuram oferecer um tratamento de efluente que atenda a essas necessidades e a outros requisitos ambientais. Por isso alguns métodos clássicos no tratamento de efluentes como o sistema de lodos ativados convencional, que é utilizado há mais de cem anos, vem sofrendo alguns questionamentos principalmente por causa dos impactos de suas instalações e a sua geração de resíduos (GAO; HE; WANG, 2020). Logo, alternativas que visem a substituição de utilização do lodos ativados sem perda de eficiência no tratamento de efluentes vem sendo

desenvolvidas e é nesse contexto que nos últimos anos pesquisas estão sendo realizadas com o lodo granular aeróbio (LGA).

O lodo granular aeróbio é formado pela adesão entre as células de diversos microrganismos, possui velocidade de sedimentação elevada, estrutura compacta arredondada distribuída em camadas (aeróbia, anaeróbia e anóxica) e uma alta produção de substância poliméricas extracelulares (EPS) (SUN; ANGELOTTI et al., 2020; ROLLEMBERG; BARROS et al., 2019; KENT; BOTT; WANG, 2018). Sua estrutura permite a coexistência de microrganismos nitrificantes, desnitrificantes e acumuladores de polifosfato, logo esse processo consegue desenvolver a remoção simultânea de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica em um único reator (GRAAFF; LOOSDRECHT; PRONK, 2020; IORHEMEN et al., 2020; PRONK, M. et al., 2015).

O tratamento de efluentes domésticos e industriais com a utilização de LGA é bastante promissor, alcançando elevados índices de remoção de nutrientes e demanda química de oxigênio (DQO), mesmo em efluentes com alta carga orgânica. No entanto, mesmo com inúmeros estudos realizados, com diversas variações de aplicações, sejam elas para o tratamento de efluentes domésticos, industriais, de alta ou baixa carga orgânica, o grande problema relativo a aplicação de LGA em escala real é a estabilidade dos grânulos durante o tratamento e a longo prazo (HE et al., 2019). Algumas estratégias operacionais como o enriquecimento da biomassa granular de microrganismos de crescimento lento, obtiveram sucesso em relação estabilidade dos grânulos (CAMPO et al., 2020). Compreender a utilização do LGA, o processo de granulação e a sua estabilidade são importantes fatores para determinar o sucesso de utilização dessa técnica.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho é avaliar e comparar a utilização do lodo granular aeróbio (LGA) com o lodo floculento convencional na remoção de matéria orgânica e nutrientes de um efluente sintético de laticínios.

### **1.1.2 Objetivos Específicos**

- Adaptar o lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB para lodo aeróbio;
- Formar os grânulos aeróbios em um Reator em Batelada Sequencial (RBS);
- Avaliar as propriedades físicas e biológicas do lodo;
- Avaliar a estabilidade dos grânulos formados;
- Avaliar a produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPSs) pelos microrganismos;
- Comparar a eficiência de remoção de matéria orgânica;
- Comparar a remoção de nutrientes pelo lodo granular aeróbio.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Tratamento de efluentes

As águas residuárias possuem em sua composição materiais orgânicos, inorgânicos e uma grande variedade de microrganismos. Para a realização do tratamento desses efluentes, existem diversas técnicas que podem ser empregadas e a escolha de qual será utilizada está relacionada a fatores como finalidade do uso da água residuária tratada, disponibilidade financeira e técnica, disponibilidade de espaço entre outros. O tratamento convencional de efluentes sanitários ou industriais é dividido em algumas fases: preliminar, primário, secundário e algumas vezes terciário (BAKARAKI TURAN; SARI ERKAN; ONKAL ENGIN, 2021).

O tratamento preliminar é destinado a remoção física de sólidos grosseiros e areia com o objetivo de realizar a proteção dos dispositivos utilizados nas próximas fases de tratamento de efluentes. Além disso, inclui-se nessa etapa a presença de um medidor de vazão. Já, o tratamento primário tem como função a remoção de sólidos sedimentáveis e flutuantes (VON SPERLING, 2005; BAKARAKI TURAN; SARI ERKAN; ONKAL ENGIN, 2021).

O tratamento secundário destina-se a remoção de matéria orgânica dissolvida e coloidal e em alguns casos de nutrientes. Essa etapa utiliza microrganismos para degradação e mineralização da matéria orgânica presente nas águas residuárias, reduzindo a sua concentração. O efluente é o substrato utilizado como alimento pelos microrganismos (VON SPERLING, 2005). De acordo com Metcalf e Eddy (2014), existem dois tipos de tratamento secundário, o com a biomassa microbiana de crescimento aderido (biofilmes) ou seja os microrganismos precisam de meio sólido para se fixarem e o com a biomassa microbiana com crescimento suspenso, os microrganismos se desenvolvem dispersos em uma solução aquosa. A matéria orgânica presente nas águas residuárias é medida através da utilização de parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que representa o consumo de oxigênio realizado pelos microrganismos para oxidar a matéria orgânica biodegradável presente no efluente e pela demanda química de oxigênio (DQO) que mede o consumo de oxigênio durante a oxidação da matéria orgânica biodegradável ou não em meio ácido com o auxílio de um agente químico.

Já o tratamento terciário é utilizado para remoção de poluentes específicos que não são capazes de serem removidos nas etapas anteriores. Como exemplo desses poluentes específicos temos os contaminantes emergentes ou micropoluentes, temos produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, drogas ilícitas e alguns compostos industriais (MOREIRA et al., 2016; KASPRZYK-HORDERN; DINSDALE; GUWY, 2009). Geralmente, emprega-se o tratamento terciário quando as águas residuárias necessitam apresentar uma qualidade elevada (MAEIKI-EN, 2019). Esse tipo de tratamento ainda não é empregado em larga escala em países em desenvolvimento como o Brasil devido ao elevado custo, requisitos químicos e de gasto de

energia (EGBUIKWEM; NAZ; SAROJ, 2019).

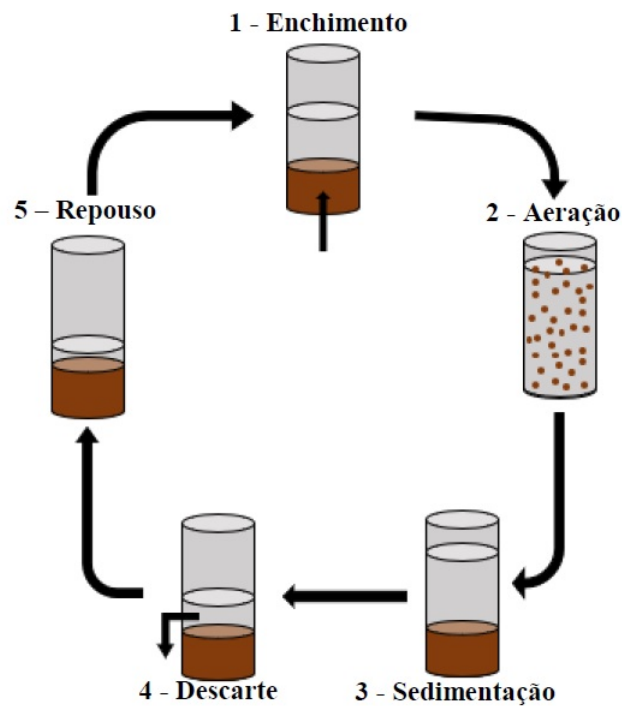
Os processos de tratamento biológicos são os mais utilizados nas estações de tratamento de efluentes (ETES) (NGUYEN et al., 2020). Existem vários fatores que contribuem para o grande emprego de processos biológicos, mas os principais são, a alta eficiência na remoção de poluentes, baixo investimento financeiro quando comparado a outros tipos de tratamento (EGBUIKWEM; NAZ; SAROJ, 2019).

O tratamento biológico geralmente é mais atraente do que os demais métodos. Os métodos de tratamento físico-químicos, apresentam maior custo, geração de poluentes secundários, maior quantidade de sólidos e o uso de agentes químicos para remoção de poluentes (PORWAL; MANE; VELHAL, 2015). Apesar da grande utilização, o tratamento biológico de efluentes possui alguns gargalos operacionais que não são simples de serem solucionados como alto gasto de energia principalmente para aeração nos processos aeróbios e a grande geração de lodo (EGBUIKWEM; MIERZWA; SAROJ, 2020). Logo, as pesquisas atuais que envolvem tratamento biológico de efluentes necessitam estar focadas em sistemas que ofereçam economia de energia, menor área para instalação do sistema, reaproveitamento de recursos e principalmente qualidade na saída do efluente (FRANCA et al., 2018).

Nos últimos anos tem-se intensificado as pesquisas envolvendo o uso de reatores em bateladas sequencias (RBS) no tratamento de efluentes devido a sua flexibilidade operacional para atender a diferentes padrões de lançamento de efluentes. O RBS pode gerar uma economia de até 60% de energia quando comparado ao reator tradicional de lodos ativados em alimentação continua por exemplo, além disso, todo o processo de tratamento do efluente acontece em um único tanque gerando uma economia na área de instalação da estação de tratamento de esgoto (ETE) (DUTTA; SARKAR, 2015).

De acordo com Dutta e Sarkar (2015), como o processo de operação de um RBS é realizado em etapas (Figura 2.1), é possível conseguir a partir de sua utilização um efluente com melhor qualidade quando comparamos com os tratamentos de fluxo contínuo. Além disso, essas etapas fazem dele um tratamento que possibilita uma flexibilidade de projeto.

Figura 2.1: Funcionamento do Reator em Bateladas Sequencial



Fonte: Duarte (2019).

Segundo, Dutta e Sarkar (2015) e Von Sperling (2002) as etapas da utilização de um RBS são:

- **Enchimento:** Nessa etapa o efluente é adicionado ao reator, sendo que isso pode ocorrer de três diferentes formas: enchimento estático, enchimento com mistura e enchimento aerado. Quando existe o objetivo de remoção de nutrientes o mais aconselhável é que aconteça o enchimento estático onde o efluente é adicionado ao RBS sem mistura criando uma proporção alta da relação entre alimento/microrganismos. Esse tipo de enchimento favorece o crescimento de bactérias heterotróficas de crescimento lento. O enchimento com mistura acontece sem aeração e nesse caso pode ocorrer a desnitrificação pois os microrganismos presentes no reator podem realizar a degradação da matéria orgânica com o auxílio do nitrato (ciclo anterior) presente do interior do RBS. No enchimento com aeração a degradação da matéria orgânica acontece de forma aeróbia favorecendo os microrganismos heterotróficos de crescimento rápido.
- **Reação ou aeração:** Na fase de reação acontece a finalização das reações biológicas responsáveis pela remoção de matéria orgânica e remoção de nutrientes. A duração dessa etapa é que determina as condições de tratamento do reator anaeróbias, anóxicas e aeróbias, como o acionamento da aeração pode ser facilmente controlado, a flexibilidade para mudanças nos ciclos do RBS é muito eficaz e geralmente esta relacionado com o que deseja-se remover do efluente tratado.

- **Sedimentação:** Durante a etapa de sedimentação, a aeração/mistura são completamente desligadas e não existe entrada ou saída de efluente nesse momento. O tanque permanece em repouso absoluto para a sedimentação do lodo, toda a biomassa microbiana permanece no reator.
- **Descarte:** A fase do descarte pode ser considerada a fase final de um ciclo de tratamento do RBS. Nessa etapa o sobrenadante é retirado do reator após o período de sedimentação. Essa retirada de efluente tratado pode ser realizada através de diferentes tipos de mecanismos sendo de extrema importância que essa saída não retire biomassa do interior do reator.
- **Repouso:** A fase do repouso é opcional. Ela é curta e serve para realização de pequenos ajustes nos ciclos, fica sempre depois da etapa no descarte e antes do início de um novo ciclo.

Os efluentes podem ser divididos em dois grupos principais: os efluentes sanitários (domésticos, uma parte de águas pluviais, águas de infiltração e as vezes um pequena parte de despejos industriais) e os industriais, sendo que esse apresenta grande variação em sua composição pois está relacionado com os diversos tipos de atividades industriais existentes (JORDÃO; PESSOA, 2011).

## **2.2 Efluente de Laticínios**

Segundo Embrapa (2019), o Brasil produziu em 2017, 33.490.812,00 litros de leite, ficando atrás apenas de Estados Unidos e Índia em volume de produção sendo que, o estado de Minas Gerais produziu sozinho em 2017, 8.912.565 litros de leite, é tradicionalmente o estado com a maior produção anual de leite do país.

As indústrias de laticínios necessitam de uma grande volume de água em todo o seu processo produtivo e também para higienização das suas instalações, logo produzem um volume considerável de efluente diariamente. Esse efluente apresenta uma grande variabilidade relacionada com o seu processo produtivo e também com os materiais de limpeza das fábricas (PORWAL; MANE; VELHAL, 2015; SCHIERANO et al., 2020). Essas variações são capazes de reduzir a eficiência das estações de tratamento de efluentes dessas indústrias e isso é um risco principalmente em pequenas fábricas onde é mais difícil de controlar/equilibrar o conteúdo do efluente (JANCZUKOWICZ; ZIELINSKI; DEBOWSKI, 2008).

O efluente de laticínio é caracterizado por apresentar uma alta concentração de nutrientes, elevadas DBO e DQO, uma grande variação de pH e conteúdos orgânicos e inorgânicos. Essas características acabam colaborando com uma possível complexidade de tratamento desse tipo

de efluente (AHMAD et al., 2019). Os efluentes de laticínio diferem-se entre as inúmeras fábricas (Tabela 1) pois a produção e os métodos de limpeza escolhidos variam bastante. Logo, a escolha de um método adequado para o tratamento desses efluentes é necessária considerando os aspectos gerais e particulares de cada indústria.

Um ponto positivo em relação a esse tipo de água residuária é que se trata de um efluente que apresenta uma boa biodegradabilidade em sistemas de tratamento biológico. Um ponto em comum a todas as ETEs que tratam esse tipo de efluente é a necessidade de possuírem um pré-tratamento para a remoção de gordura do efluente que pode prejudicar a forma de tratamento escolhida (WANG; LIU; TAY, 2006).

Tabela 1: Características das águas residuárias das indústrias de laticínios

DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	Ntotal (mg.L <sup>-1</sup> )	Ptotal (mg.L <sup>-1</sup> )	Referência
40 - 48.000	80 - 95.000	4,7 - 11	-	6% de DBO	10 - 100	(AHMAD et al., 2019)
4590	7653,8	6,00	480	154	56,6	(PEREIRA et al., 2020)
-	2128	9,31	-	176	39,6	(QIN, L. et al., 2016)
860	6300	6,74	-	98	21	(SIVRIOGLU; YONAR, 2015)

De acordo com Yonar, Sivrioglu e Ozengin (2018), o tratamento biológico é mais utilizado para o tratamento de efluentes lácteos, sendo eles lagoas aeradas, lodos ativados, UASB, filtros anaeróbios e os reatores em bateladas sequenciais (RBS). Além disso o tratamento biológico leva vantagem sobre os tratamentos físicos-químicos desse tipo de efluente pois apresenta melhor remoção de DQO e baixo custo de reagentes. De acordo com Kolev (2017), a utilização de um RBS é indicada para o tratamento de efluentes de laticínios por causa das características de sua operação que permite um contato completo entre a biomassa microbiana e o efluente, a boa separação entre as fases sólido-líquido no final de cada ciclo de tratamento e a repetição de momentos com abundância e escassez de substrato para os microrganismos. Além disso, a operação de um RBS induz a seleção de microrganismos de crescimento lento com as bactérias nitrificantes e os organismos acumuladores de polifosfato (PAOs), favorecendo a remoção de nutrientes do efluente (NANCHARAIH; SARVAJITH, 2019).

### 2.2.1 Lodos Ativados

O tratamento de águas residuárias municipais e industriais utilizando lodos ativados, é um dos mais utilizados no mundo, sobretudo quando é exigido um alto padrão de qualidade para lançamento dos efluentes e/ou quando necessita-se de economia de área na instalação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (ROLLEMBERG, 2019).

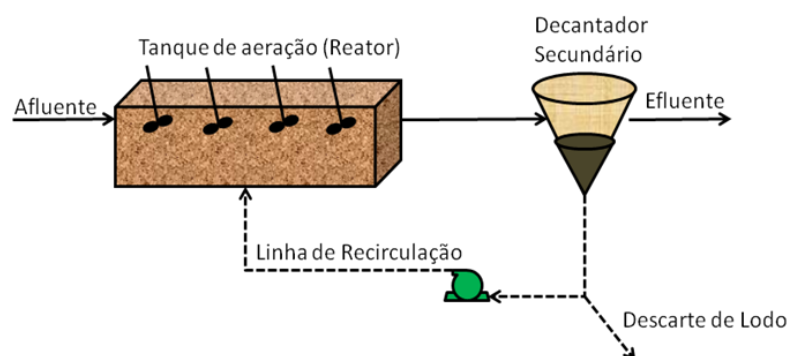
Os microrganismos presentes na biomassa dispersa do sistema de lodos ativados possuem a função de remoção de DBO e isso permite que o resultado final do processo de tratamento,



seja um efluente com aspecto clarificado com reduzida concentração de matéria orgânica em suspensão e reduzida concentração de DBO solúvel e particulada (VON SPERLING, 1996).

Segundo Von Sperling (2002) e Metcalf e Eddy (2014), o sistema de lodos ativados é tradicionalmente composto por um tanque de aeração (reator) onde ocorre a estabilização biológica da matéria orgânica, um decantador secundário onde ocorrerá a sedimentação (dissociação do efluente tratado e os sólidos suspensos) e uma linha de recirculação na qual parte do lodo decantado é descartada e o restante retorna para o reator (Figura 2.2).

Figura 2.2: Lodos ativados tradicional



Fonte: Moraes, (2011).

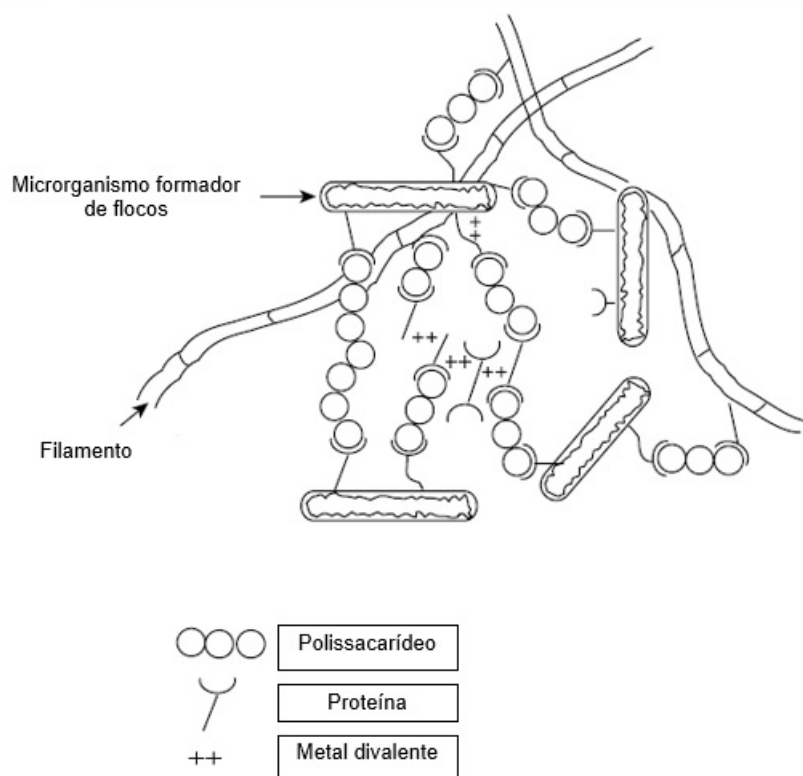
A presença da recirculação de lodo, possibilita uma maior concentração de microrganismos no tanque de aeração aumentando a idade do lodo e mantendo no mesmo processo microrganismos de crescimento rápido e lento o que é essencial para a maneira como acontecerá a sedimentação do lodo (HENZE et al., 1997). Além disso, a recirculação de lodo está ligada ao bom desempenho do sistema de lodos ativados em realizar a degradação da matéria orgânica e nutrientes presentes no efluente (HREIZ; LATIFI; ROCHE, 2015; VON SPERLING, 2002).

O sistema de lodos ativados pode apresentar algumas configurações diferentes de instalação. Além da configuração convencional, já citada, esse sistema pode apresentar uma configuração denominada como aeração prolongada onde a biomassa presente no reator permanece no sistema durante um tempo maior ocasionando um aumento no volume do reator quando comparado a instalação convencional. Esse tipo de configuração é mais simplificada pois não conta com a presença de decantador primário e nem das unidades de digestão de lodo. Existe também a instalação do sistema chamada de fluxo intermitente, onde todas as unidades do processo de instalação convencional, são realizadas em um único tanque, ou seja, é uma instalação utilizando um reator sequencial por batelada (RBS). Uma vantagem desse tipo de configuração é que ela pode ser operada tanto da forma tradicional como na forma de aeração prolongada (VON SPERLING, 2002).

De acordo com Jenkins, Richard e Daigger (2003), os flocos de um sistema de lodos ativados, possuem uma grande variedade na dimensão de suas partículas e são formados por microrga-

nismos (bactérias, fungos, protozoários e metazoários), compostos biológicos e não biológicos (partículas inorgânicas). De acordo com Von Sperling (1996), o floco biológico em sistemas de crescimento disperso como o lodos ativados possui um tamanho determinado pelo balanço de forças de coesão e cisalhamento causadas pela aeração do sistema. A estrutura dos flocos de lodos ativados podem ser divididas em duas partes: microestrutura que são as bactérias formadoras de flocos e macroestrutura que são as bactérias filamentosas. Para que ocorra um funcionamento ideal do sistema de lodos ativados é necessário que o crescimento dessas bactérias esteja em equilíbrio (Figura 2.3).

Figura 2.3: Floco biológico



Fonte: Jenkins, Richard, Daigger, (2003).

Quando um sistema de lodos ativados apresenta um aumento de concentração de bactérias filamentosas, ocorre o fenômeno conhecido como *bulking* filamentoso ou intumescimento que interfere diretamente na sedimentação, espessamento e concentração do lodo. Ou seja, ao invés de sedimentar, ocorre a flotação do lodo no decantador secundário, o que provoca o arraste dessas partículas para fora do decantador, reduzindo a qualidade do efluente clarificado (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Em contrapartida a baixa presença de microrganismos filamentosos faz com o que floco se torne fraco e seja extremamente susceptível a ruptura durante o processo do tratamento do efluente (MORAIS, 2011).

Os microrganismos do sistema de lodos ativados podem produzir por secreção compostos com alto peso molecular, mais conhecidos como substâncias poliméricas extracelulares (SPE) que

são formados principalmente por polissacarídeos e proteínas e não possuem fácil biodegradabilidade. Entende-se que o SPE é responsável pela união das bactérias presentes no sistema através do fornecimento de uma matriz para elas fixarem-se (HENZE et al., 1997). Segundo Trzcinski (2019), as SPE fornecem para os microrganismos uma espécie de escudo protetor e diminui as chances de ruptura do floco.

### **2.2.2 Remoção biológica de nutrientes**

A remoção biológica de nutrientes (RBN), tem sido amplamente estudada por ser essencial para o equilíbrio dos corpos hídricos. Nitrogênio (N) e fósforo (P), podem ser considerados os nutrientes mais importantes para a ocorrência de muitos microrganismos. Porém, esses mesmos nutrientes podem causar danos ao meio aquático e a saúde humana quando ocorrem em elevadas concentrações (LI et al., 2014).

Entre os desequilíbrios que podem acontecer devido a presença de nutrientes na água, o que inspira mais cuidados é a eutrofização. Apesar de ser um processo natural que quando acontece sem a ação antrópica é gradual e lento, quando ele acontece devido à atividades humanas, ocorre um grande aumento da concentração de nutrientes no meio, muitas vezes persistindo ao longo de todo o ano, o que acaba gerando aumento considerável do número de algas, de cianobactérias e pode alterar diversas comunidades de microrganismos (LI et al., 2014).

A forma tradicional de RBN consiste na realização da nitrificação (oxidação da amônia a nitrato e posteriormente a nitrato) por bactérias autotróficas sob condições aeróbias, seguida da desnitrificação (transformação do nitrato a nitrogênio gasoso) de bactérias heterotróficas sob condições anóxicas, bem como a desfosfatação (remoção de fósforo) (YANG, J. et al., 2019). É importante ressaltar que a remoção biológica de nitrogênio e fósforo ocorrem por diferentes grupos de microrganismos e que essas alternâncias necessárias entre condições aeróbias e condições anaeróbias que são determinantes para o sucesso do processo da RBN, podem aumentar a complexidade do sistema implantado, aumentar o consumo de energia e deixar toda a instalação da ETE com valor elevado (ROUT; BHUNIA; DASH, 2017; YANG, L. et al., 2019). Ainda assim, é possível afirmar que a RBN é considerada a forma mais econômica e sustentável para atender aos padrões cada vez mais rigorosos para lançamento de efluentes (HE, Q. et al., 2020).

Durante o tratamento de efluentes, o nitrogênio pode sofrer durante o seu ciclo oxidações e reduções fazendo com que ele possa apresentar diferentes estados de oxidação (Tabela 2).

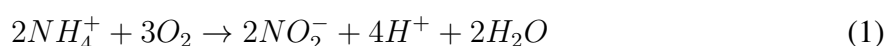
Tabela 2: Formas do nitrogênio e estados de oxidação

Forma	Fórmula	Estado de oxidação
Amônia	NH <sub>3</sub>	-3
Íon amônio	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-3
Nitrogênio gasoso	N <sub>2</sub>	0
Nitrito	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	+3
Nitrato	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	+5

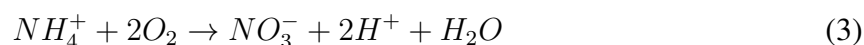
Fonte: Adaptado de Jetten et al. (2009).

Na nitrificação, as bactérias nitrificantes *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são responsáveis pela maior parte da ação nitrificante do lodos ativados. Essas bactérias possuem enzimas especiais e estrutura celular que permitem a realização da nitrificação. A reação de transformação de amônia em nitritos (nitritação) é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, reação descrita pela Equação (1) e depois a oxidação dos nitritos a nitratos (nitratação) é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* reação descrita pela Equação (2) (GERARDI, 2002).

Outros grupos de bactérias também são importantes para o processo de nitrificação como *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* utilizadas na oxidação da amônia e *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis*, utilizadas na oxidação do nitrito (AHN, 2006). As reações químicas da nitrificação estão descritas nas Equações (1) e (2) (METCALF; EDDY, 2014):



Com a soma das Equações (1) e (2), encontra-se a reação global da nitrificação expressa pela Equação (3):



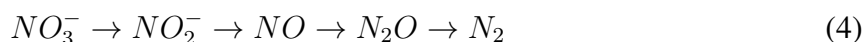
Fatores como temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido e relação de carbono / nitrogênio, podem influenciar na nitrificação pois afetam a atividade microbiológica das bactérias nitrificantes (QUARTAROLI, 2016). Por exemplo, a temperatura possui uma forte influência na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes. Com o aumento da temperatura essas bactérias possuem um crescimento acelerado logo a nitrificação é alcançada com facilidade. Já com a re-

dução das temperaturas, essas bactérias crescem de forma lenta provocando assim uma redução na taxa de nitrificação (GERARDI, 2002).

A próxima etapa para a remoção de nitrogênio é a desnitrificação. Nessa etapa, o nitrato ( $NO_3^-$ ) é transformado em nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) logo, a desnitrificação deve ser precedida da nitrificação uma vez que ela ocorre a partir do nitrito ou nitrato e não da amônia (VON SPERLING, 2002). A desnitrificação convencional acontece graças a ação de bactérias facultativas heterotróficas que utilizam o nitrato ou nitrito comoceptor final de elétrons (MOTA, 2015). Entre os microrganismos desnitrificantes, existem bactérias autotróficas porém em menor número quando comparado as heterotróficas (SEVIOUR; BLACKALL, 1999).

Segundo Von Sperling (2002), os microrganismos que realizam a desnitrificação, necessitam de uma fonte de carbono orgânico como doador de elétrons. Esse carbono pode ser adicionado ao efluente de forma artificial ou os microrganismos podem utilizar o próprio carbono presente no efluente.

De acordo com Metcalf e Eddy (2014) os principais gêneros de bactérias que participam da desnitrificação são os seguintes: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Halobacterium*, *Hypomicrobium*, *Methanomonas*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio*. A equação química (4) caracteriza o processo de desnitrificação.



As reações mostradas na equação (4), são catalizadas respectivamente por quatro enzimas específicas: nitrato redutase, nitrito redutase, óxido nítrico redutase e óxido nitroso redutase ou seja o processo de desnitrificação tradicional é uma redução.

Um grande problema envolvendo a desnitrificação está no fato de que se ela não acontecer de forma completa, pode-se ter através desse processo biológico a emissão de  $N_2O$  que é um produto intermediário e que também é um dos gases que provocam o efeito estufa (MANCA et al., 2020). Por isso é importante que a desnitrificação convencional ocorra de maneira completa. Assim como na nitrificação, diversos fatores podem interferir na desnitrificação, como concentração de oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH, relação C/N entre outros (MOTA, 2015).

A remoção biológica de fósforo é conhecida como processo EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*) (MELIA et al., 2017). Para que ocorra a remoção biológica de fósforo, é preciso que exista de forma alternada condições anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento pois essa alternância favorece o crescimento dos microrganismos acumuladores de fosfato mais conheci-

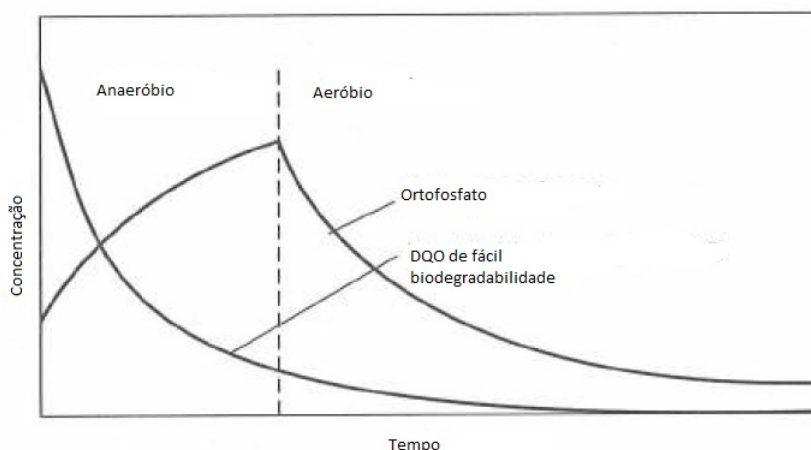
dos por PAOs por causa do nome em inglês Polyphosphate Accumulating Organisms (ZAMAN et al., 2019). Segundo Von Sperling (2002) o fósforo está presente nos efluentes na forma de fosfato sendo:

- fósforo inorgânico: ortofosfato e polifosfato.
- fósforo orgânico: presente em ácidos nucleicos, fosfolipídeos e outros compostos orgânicos.

Durante a fase anaeróbia do tratamento, os PAOs absorvem do efluente ácidos graxos voláteis, que é um tipo de matéria orgânica de fácil degradabilidade, armazenam-os na forma de Polihidroxialcanoatos (PHAs) (CARVALHEIRA et al., 2014). Os PHAs são poliésteres biodegradáveis e funcionam como uma espécie de reserva de energia no interior dos PAOs (DE PAULA, 2012). É necessário destacar que existe uma liberação de fósforo solúvel pelos PAOs na fase anaeróbia, como parte do processo de EBPR fazendo com que a concentração de fósforo solúvel seja até três vezes maior que na próxima etapa de tratamento (METCALF; EDDY, 2014). Já na fase aeróbia os PAOs utilizam a energia dos PHAs para acumularem fosfato no interior de suas células realizando assim a remoção do fósforo por bioacumulação (CARVALHEIRA et al., 2014).

Uma vantagem competitiva dos PAOs em relação a outras bactérias heterotróficas presentes na zona anaeróbia é que para essas bactérias consumirem DBO elas necessitam de um aceptor de elétrons já para os PAOs isso não é necessário e eles conseguem boa quantidade de alimento na fase anaeróbia (METCALF; EDDY, 2014). A figura 2.4 representa como ocorre o EBPR.

Figura 2.4: Processo EBPR



Fonte: Metcalf e Eddy (2014)

Um fator limitante para a remoção biológica de fósforo pelo processo de EBPR é a existência de outro grupo de microrganismos que competem pela consumo de ácidos graxos voláteis,

conhecidos como organismos acumuladores de glicogênio (GAO). Apesar de competirem com os PAOs pela DBO de fácil biodegradabilidade eles não promovem a remoção de fósforo (CARVALHEIRA et al., 2014). Manter o pH do reator entre 6,5-7,5 e a temperatura entre 15-30 °C favorece o crescimento dos PAOs (PURBA et al., 2020).

É importante salientar que a RBN tradicional gera inúmeros impactos ambientais como a instalação de um reator com grande volume para alcançar de forma eficiente a oxidação da amônia e isso é um grande problema quando existe uma limitação do espaço disponível para instalação de uma ETE ou quando uma instalação antiga de ETE necessita ser reformada para atender aos novos parâmetros de lançamento de efluentes e passe a realizar a remoção de nutrientes. Além disso, um alto consumo de energia é observado na instalação de uma ETE com a RBN tradicional e isso é um dos fatores que tem impulsionado novas pesquisas para a descoberta de novos processos para remoção de nutrientes de efluentes (BLANCO-AGUILERA et al., 2019).

## **2.3 Lodo Granular Aeróbio**

O primeiro registro envolvendo a formação de grânulos em sistemas de tratamentos de efluentes foi realizado na Holanda no início da década de 1980 envolvendo reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, comumente denominados UASB, devido à abreviação do nome em inglês (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (LETTINGA et al., 1980; WANG; DU; CHEN, 2004). Foi possível observar que o lodo granular formado apresentava uma sedimentabilidade melhor que o lodo floculento e que os grânulos estavam se formando principalmente nas partes mais inferiores da manta de lodo (LETTINGA et al., 1980; WANG; DU; CHEN, 2004).

Em 1983, Pol Hulshoff e outros pesquisadores, realizaram um estudo voltado para a investigação da granulação em reatores UASB. Eles constataram que a granulação estava acontecendo de uma forma dinâmica sem ter exatamente um ponto claro de inicialização mas não conseguiram explicar como ela acontecia (HULSHOFF POL et al., 1983).

De acordo com Guiot, Pauss e Costerton (1992), a forma ascendente como o fluxo de efluentes é introduzida no reator UASB, é responsável por criar uma seleção entre os microrganismos presentes no meio, onde eles podem juntar-se uns aos outros e formar grânulos que apresentem boa sedimentação.

Outras pesquisas envolvendo a granulação anaeróbia foram desenvolvidas. Porém, apesar de ainda serem realizados estudos voltados para utilização dessa granulação, notou-se que essa técnica apresenta algumas desvantagens que são difíceis de serem eliminadas como o longo período necessário para iniciar a operação do reator, as altas temperaturas para operação do reator e a baixa eficiência na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo das águas residuárias (ADAV; LEE; SHOW et al., 2008; LIU; TAY, 2004; LIU; SHENG; YU, 2009; HULSHOFF POL et al., 1982; KOSTER et al., 1986; WU, W. et al., 1987).

Logo, novas pesquisas foram propostas visando a utilização de lodo granular para o tratamento de efluentes porém em sistemas aeróbios. Mishima e Nakamura (1991), realizaram a primeira pesquisa envolvendo a formação de lodo granular aeróbio em um reator para o tratamento de efluentes domésticos. O início da formação de grânulos no reator, foi observado após 03 semanas de operação e eles possuíam entre 2,00 e 8,00 mm de diâmetro e apresentaram boa capacidade de sedimentação (MISHIMA; NAKAMURA, 1991).

Morgenroth et al. (1997) realizaram um estudo com a utilização de lodo granular aeróbio em um reator em bateladas sequenciais (RBS) para o tratamento de um efluente doméstico. Foi feito, uma redução na duração do ciclo de tratamento do reator para incentivar a formação de biomassa granular no sistema. Os pesquisadores compreenderam através do experimento que a diminuição do tempo de sedimentação do reator e a redução do tempo de detenção hidráulica (TDH) realizava uma seleção de microrganismos com maior probabilidade para formação grânulos.

Beun et al. (1999), realizaram um experimento com a utilização de um RBS para mostrar a formação de grânulos aeróbios. Eles também chegaram à conclusão de Morgenroth et al. (1997) de que a diminuição do TDH favorece a formação de grânulos no reator. Eles destacam que o tempo de sedimentação é extremamente importante na formação de grânulos uma vez que um tempo de sedimentação muito longo pode tornar a biomassa floculenta e um muito curto não forma grânulos. Eles utilizaram na pesquisa um tempo de sedimentação de 02 minutos, enquanto Morgenroth et al. (1997) utilizaram 01 minuto.

Através de um estudo utilizando efluente sintético Dangcong et al. (1999), relatou a formação da biomassa granular com o sistema operando com baixa concentração de oxigênio dissolvido. Além disso, compararam os grânulos aeróbios formados com grânulos anaeróbios. Constataram que características como a morfologia e estrutura dos grânulos são diferentes.

Em grande parte dos estudos realizados, o lodo granular aeróbio é formado à partir do lodo floculento oriundo do processo de lodos ativados tradicional (ADAV; LEE; SHOW et al., 2008). De acordo com Liu e Tay (2004) para que a biomassa torne-se granular é necessário o agrupamento de vários microrganismos. E para que esse fenômeno ocorra é necessário que várias condições sejam atendidas. Essas condições foram descritas por De Kreuk e Van Loosdrecht (2006), o estudo desenvolvido por eles, chegou a conclusão que o tipo de substrato presente no efluente, que a demanda química de oxigênio (DQO), que a carga de nitrogênio e que a concentração de oxigênio presentes no reator são alguns dos fatores importantes para a aglutinação dos microrganismos e posterior formação de grânulos.

Pode-se afirmar que os grânulos possuem uma estrutura formada por densas camadas de associações de microrganismos. Cada uma das bactérias presentes nessas camadas possui uma função específica no tratamento de efluentes (LIU; TAY, 2004). É justamente a estrutura dos grânulos que faz com que eles tenham um desempenho superior aos flocos de lodos ativados

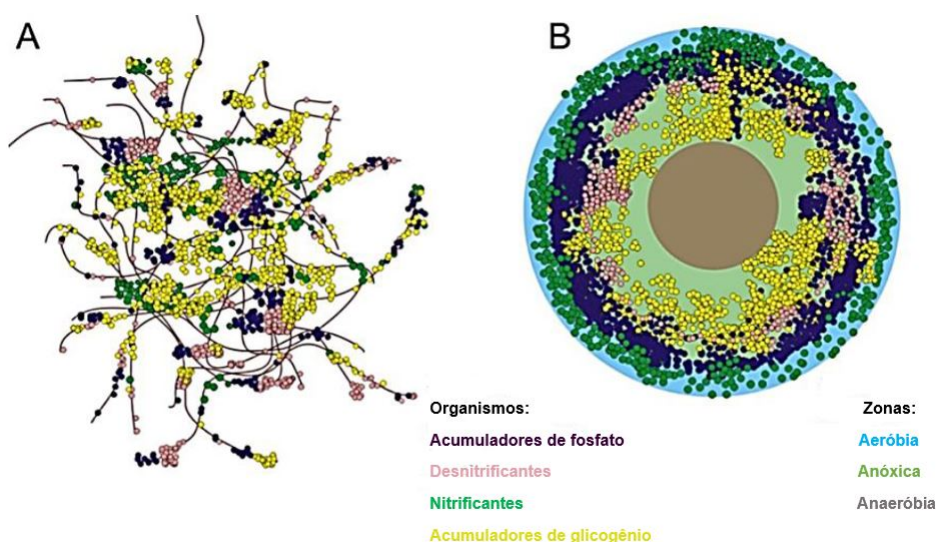


convencionais. Pois a associação de bactérias que se forma, é forte e faz com que os grânulos possuam uma boa capacidade de sedimentação, faz com que eles concentrem mais a biomassa, que suportem variações de carga orgânica com maior eficiência que o lodo floculento e que tenham boa resistência a compressão (LIU; SHENG; YU, 2009).

Show, Lee e Tay (2012) afirmam que o processo de granulação aeróbia acontece progressivamente, é uma evolução dos flocos para os grânulos diferenciando-se da granulação anaeróbia que acredita-se acontecer de forma espontânea, a aeróbia pode ser feita por exemplo, por uma estratégia operacional do reator.

Vale ressaltar que o lodo granular aeróbio, possui os mesmos grupos funcionais de bactérias que estão presentes no lodo floculento, as bactérias nitrificantes, desnitrificantes e organismos acumuladores de fosfato o que possibilita a remoção de nutrientes com a sua utilização. Na Figura 2.5 estão representadas as estruturas e organismos funcionais do lodo floculento (A) e do lodo granular aeróbio (B) (WINKLER et al., 2012).

Figura 2.5: Diferença estrutural e funcional entre o floco biológico e o grânulo aeróbio



Fonte: Adaptado de Winkler, M. K. H. et al (2012).

Como se observa na Figura 2.5B, o interior de um grânulo aeróbio é dividido em zonas aeróbias e anóxicas/anaeróbias, essa divisão é possível pois existe uma restrição de difusão de oxigênio dissolvido no interior do grânulo e a existência da zona anóxica possibilita que aconteça o processo simultâneo de nitrificação e desnitrificação (GAO; LIU et al., 2011; YAN et al., 2016).

Assim como no lodo floculento, as bactérias que compõem o LGA produzem EPS que são compostos por várias substâncias orgânicas (proteínas, polissacarídeos, ácidos húmicos e lipídios). O SPE acumula-se na superfície das células bacterianas (WANG; LIU; TAY, 2006). Segundo Show, Lee e Tay (2012) os EPSs podem alterar algumas características físico-químicas da superfície das células como carga e hidrofobicidade. Essas substâncias possuem diferentes gru-

pos funcionais como Ácidos Carboxílicos ( $-COOH$ ), Aminas ( $-NH$ ), Hidroxilas ( $-OH$ ), ou Carbonila ( $-CO$ ), que são responsáveis por reagirem com cátions (íons de metal e amônio) e ânions (radical fosfato) nos efluentes em busca de reações eletrostáticas e trocas iônicas (YAN et al., 2016). De acordo com Ronghua Qin et al. (2020), o EPS traz vantagens para a floculação microbiana e estabilidade do LGA.

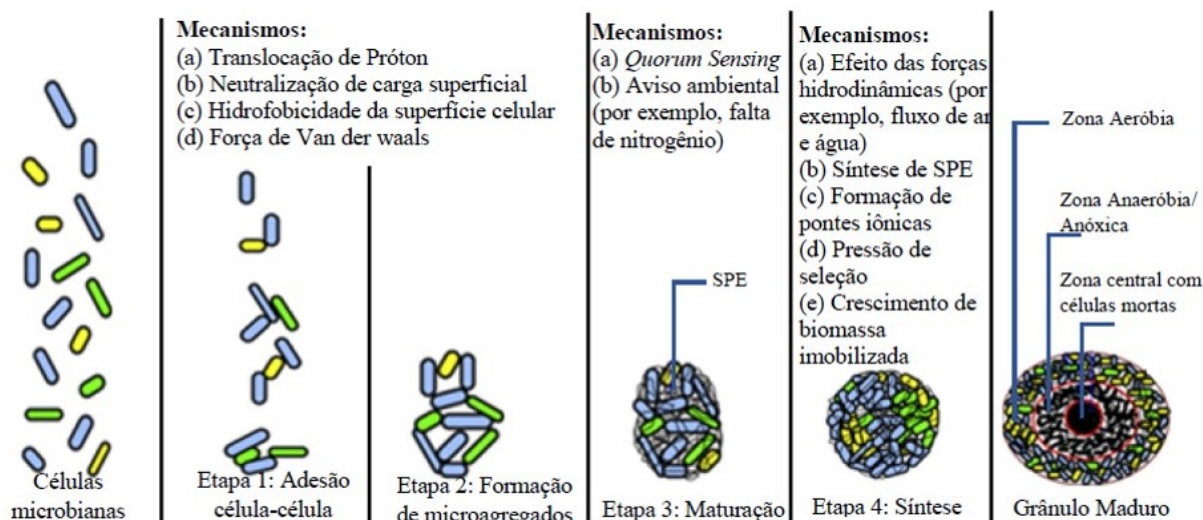
Segundo Vashi, Iorhemen e Tay (2019), a maioria das pesquisas desenvolvidas voltadas para a utilização de LGA, faz uso de RBS pois a forma como ocorre a operação de seu ciclo (alimentação, reação, sedimentação, retirada do efluente tratado e repouso) é ideal para o crescimento/atividade microbiológica dos diversos grupos de agregados de bactérias que formam o grânulo aeróbio. Além disso, a utilização de um único tanque possibilita uma grande redução na área de ocupação da ETE (NANCHARAIH; SARVAJITH, 2019). Atualmente, algumas pesquisas estão procurando compreender a utilização de reatores de fluxo contínuo ao invés dos RBS na aplicação do LGA, a justificativa é que esse tipo de reator possui algumas vantagens como facilidade operacional, forma de fluxo e aproveitamento da infraestrutura já existente da ETE porém, operar um reator de fluxo contínuo com LGA ainda requer que se encontre uma forma de deixar os grânulos estáveis nessa operação (KENT; BOTT; WANG, 2018).

A empresa holandesa Royal Haskoning DHV possui a patente do LGA e ele comercialmente é chamado pela empresa de Nereda (PRONK, M. et al., 2015). Segundo a empresa, atualmente existem mais de 70 ETEs em operação ou em construção com a tecnologia Nereda dessas, 12 encontram-se no Brasil (ROYAL, 2020). Lin et al. (2015) e Zou et al. (2018), concluíram que é possível realizar uma recuperação de um biomaterial à base de polissacarídeo do lodo residual das ETEs que utilizam LGA, assim como outros materiais que podem ser fonte de carbono, fósforo e nitrogênio gerando assim uma quantidade menor de resíduos para o meio ambiente.

### **2.3.1 Fatores que influenciam a granulação**

O tempo de formação para os grânulos aeróbios é imprevisível e pode ser influenciado por diversos fatores (CHEN, Y. et al., 2020). Essa formação pode ser dividida em algumas fases conforme mostrado na figura 2.6.

Figura 2.6: Esquema de granulação aeróbia



Fonte: Adaptado de (SARMA; TAY; CHU, 2017).

Os EPSs possuem grande influência na granulação do lodo aeróbio granular. As bactérias que produzem EPS influenciam o surgimento de grânulos fortes e estáveis e a presença de microrganismos de crescimento lento favorece a estabilização da estrutura dos grânulos (WIATCZAK; CYDZIK-KWIATKOWSKA, 2017). De acordo com Dong et al. (2017), as proteínas extracelulares, que são um dos materiais constituintes da EPS, realizam um importante papel na agregação microbiana para formação dos grânulos aeróbios. Essas proteínas possuem algumas propriedades de carga que são capazes de reduzir as cargas superficiais negativas do lodo e assim promover a granulação.

Um dos fatores mais aplicados nos estudos de granulação aeróbia é a redução do tempo de sedimentação. Fan et al. (2018), chegaram a conclusão que a pressão seletiva oriunda do processo de redução gradual do tempo de sedimentação, é o que mais influencia na granulação aeróbia. wiatczak e Cydzik-Kwiatkowska (2017) constataram que a redução do tempo de sedimentação (de 1,5 horas para 20 minutos) foi um dos fatores que garantiram a predominância de biomassa granular no interior do reator do experimento realizado. Cai et al. (2018) também reduziram o tempo de sedimentação, de 20 para 3 minutos, no estudo que desenvolveram com a utilização de dois RSBs idênticos. O ciclo de operação dos RSBs utilizados por Rollemberg, Oliveira et al. (2019), foi dividido em três fases e a principal diferença entre as fases foi a redução gradual do tempo de sedimentação sendo de 20 minutos na fase I, 10 minutos na fase II e 5 minutos na fase III. Essa redução durou 60 dias e após a fase III os grânulos já estavam maduros.

A adição de alguns materiais no lodo para efeitos de granulação tem obtido bons resultados em alguns estudos desenvolvidos. Tao et al. (2017), investigaram os efeitos do carvão ativado granular (CAG) na granulação aeróbia em um experimento utilizando dois RSBs idênticos.

Os reatores RA e RB foram inoculados com 4 gramas de lodos ativados de uma mesma ETE, sendo que em RA não foi adicionado CAG e em RB foi adicionado 14,5 gramas. Através de uma análise da comunidade bacteriana dos reatores verificou-se que o CAG não as modificou, ou seja a aceleração na granulação que o CAG pode fazer não tem haver com as bactérias e sim com o fato de que o CAG fornece uma espécie de núcleo para o lodo se anexar e formar grânulos fortes. Liang, Gao e Ni (2017) adicionaram em um reator nanopartícula magnética para investigar seu efeito na formação dos grânulos aeróbios e obtiveram um ótimo resultado pois o reator com a presença dessas nanopartículas apresentou uma formação completa de biomassa granular com 20 dias e o outro reator sem a presença de nanopartículas alcançou a granulação completa em 45 dias com a operação do ciclo seguindo os mesmos padrões nos dois reatores.

Ren et al. (2018) avaliaram a influência da adição de  $Fe^{2+}$  ( $FeSO_4$ ),  $Fe^{3+}$  ( $FeCl_3$ ) e  $Fe_3O_4$  no processo de granulação do lodo aeróbio. Eles concluíram que a adição  $Fe_3O_4$  acelerou significativamente a granulação no reator onde ele foi inserido, formou grânulos maiores e aumentou a produção de EPS quando comparou-se a distribuição granulométrica dos reatores envolvidos no estudo. A adição de  $Fe^{2+}$  também teve efeitos positivos na granulação porém ele não fez efeito na formação de EPS. Já a adição de  $Fe^{3+}$  não contribui efetivamente para o processo de granulação apesar de ter aumentado a produção de EPS. Cai et al. (2018) também analisaram o efeito do  $Fe^{2+}$  na granulação aeróbia. A dosagem do  $Fe^{2+}$  nos RBSs envolvidos no estudo foi o que variou na operação do experimento. Um dos reatores (R1) recebeu durante a pesquisa uma dosagem constante de  $Fe^{2+}$  já o outro (R2) recebeu dosagens programadas de  $Fe^{2+}$  e isso influenciou no início da granulação do lodo, pois em R1 até ao dia 15 não foi notada a presença de grânulos, já em R2 os primeiros grânulos foram notados à partir do dia 09.

Além da adição de  $Fe^{2+}$ , outros agentes quelantes como  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ , possuem influência na granulação pois eles conseguem neutralizar cargas negativas da superfície microbiana possibilitando uma melhor interação entre os microrganismos (forças de Van der Waals) (SARMA; TAY; CHU, 2017). Moraes (2016) verificou que a adição de  $Ca^{2+}$  em RBSs com LGA, possibilitou uma melhora significativa nas características físicas do LGA. Sajjad e Kim (2015) atestaram a eficiência da adição de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  no processo de granulação aeróbia. No RBS em que adicionaram  $Ca^{2+}$ , conseguiram a granulação completa com 16 dias após o início do experimento, no RBS que adicionaram  $Mg^{2+}$ , 24 dias e no RBS de controle onde não adicionaram metal divalente os grânulos só começaram a aparecer após 25 dias do início do experimento. Outro efeito positivo em relação a adição de metais divalentes é que eles aumentaram a produção de EPS no LGA ( $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ).

A operação cíclica de um RBS, faz os microrganismos presentes no reator passarem por momentos com abundância e falta de substrato, esses períodos são chamados de abundância/escassez respectivamente por causa do termo em inglês *feast/famine*. Segundo Kent, Bott e Wang (2018), o período em que acontece a baixa de substrato (escassez) induz os microrganismos a se agregarem (formarem grânulos) para conseguirem sobreviver. Já, no período de *feast*, ocorre

um aumento da produção de SPEs devido a presença de DQO de fácil biodegradabilidade, isso aumenta a probabilidade dos microrganismos se agregarem e formarem grânulos fortes e estáveis (CORSINO; BIASE et al., 2017). (SUN; ANGELOTTI et al., 2020) também concluíram que os períodos de abundância/escassez induz a produção de EPSs pelas bactérias mas, destacam que só a produção de EPSs não é certeza da formação de grânulos, sendo necessária uma pressão de seleção adicional no lodo para que os microrganismos responsáveis pela formação de grânulos cresçam no reator. Essa técnica seleção hidráulica é muito utilizada pois ela ajuda a reter seletivamente os grânulos ao invés de flocos (DIJK; PRONK; LOOSDRECHT, 2020). O regime de *feast/famine* é ideal para o crescimento de microrganismos que acumulam PHA (PURBA et al., 2020).

De acordo com Wang, Liu e Tay (2007), a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no reator, é um fator importante que traz influência sobre a formação e estabilidade dos grânulos. Adav, Lee e Lai (2007), analisaram o efeito da aeração na formação de grânulos aeróbios em 3 RBSs idênticos com diferentes taxas de aeração sendo elas baixa, média e alta taxa. Concluíram que com a baixa taxa de aeração de 1 L.min<sup>-1</sup> os flocos do lodo floculento foram compactados porém não houve formação de grânulos grandes, já com a média taxa de 2 L.min<sup>-1</sup>, houve a formação de grânulos de 3,0 - 3,5 mm de diâmetro, porém eles estavam com muitos filamentos na superfície externa. A alta taxa utilizada foi de 3 L.min<sup>-1</sup> e com ela houve formação de grânulos com 1,0 - 1,5 mm de diâmetro com superfície externa lisa, a média taxa e a alta formaram grânulos após 3 semanas de início de operação dos reatores. Um fator muito importante relacionada a aeração de acordo com Nancharaiah e Kiran Kumar Reddy (2018) é que a formação de bolhas de ar causa um cisalhamento hidrodinâmico e isso induz a produção de EPSs, levando a uma hidrofobicidade das células fazendo com que ocorra agregações entre as células dando início a granulação.

### 2.3.2 Estabilidade dos grânulos

A estabilidade estrutural dos grânulos no LGA é um dos parâmetros que ainda limitam a utilização dessa técnica (CORSINO; BIASE et al., 2017). Vários fatores podem gerar instabilidade nos grânulos ocasionando sua ruptura e comprometendo toda a operação de tratamento do efluente. De acordo com Graaff, Loosdrecht e Pronk (2020), a chave para a estabilidade do LGA está relacionada com a capacidade de captação anaeróbia e armazenamento no interior das células de DQO de fácil biodegradabilidade. Segundo Zhang, Hu e Lee (2016), o LGA precisa alcançar a estabilidade a longo prazo pois esse, tem sido um problema operacional dessa técnica. Várias medidas tem sido implementadas para que essa estabilidade seja possível, uma delas é manter o ambiente do reator alcalino para reduzir a proliferação de bactérias filamentosas pois o pH ácido proporciona o aumento desses microrganismos e consequente ruptura dos grânulos (HE; ZHANG et al., 2017; ZHANG; HU; LEE, 2016; WAN et al., 2014).

A produção de EPS em sistemas de LGA é primordial para uma boa granulação, logo a sua baixa produção ou excesso é motivo de instabilidade e até de rompimento nos grânulos aeróbios (CORSINO; CAPODICI et al., 2016; XIONG; LIU, 2013). Como os EPSs são fruto da atividade da biomassa microbiana, a sua produção está suscetível a sofrer alterações devido à vários fatores, por exemplo a quantidade de substrato disponível no efluente pode determinar uma baixa ou alta produção de SPE (IORHEMEN et al., 2020). De acordo com o estudo de Wang et al. (2018a), os grânulos aeróbios são capazes de degradar parte do EPS que produzem (porção biodegradável) no entanto, isso pode tornar o grânulo fraco e poroso, levando a sua ruptura.

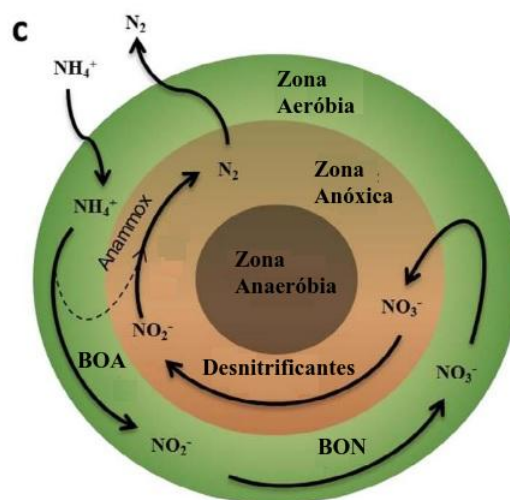
Uma relação importante relacionada a granulação aeróbia, é a proporção alimento / microrganismo (A/M). De acordo com Hamza et al. (2018), pode-se definir a relação A/M como sendo a carga de substrato aplicada por dia por unidade de biomassa no reator. A razão A/M tem grande influencia na capacidade de sedimentação do lodo pois quando ela esta elevada, ocorre um aumento na produção de polissacarídeos hidrofílicos (componente do EPS) e na produção de lodo com isso, a sedimentação fica prejudicada comprometendo o ciclo do RBS com LGA e a estabilidade dos grânulos (WU, D. et al., 2018).

### **2.3.3 Remoção de nutrientes com Lodo Granular Aeróbio**

Os processos biológicos que ocorrem com a utilização do LGA são determinados pelos diferentes gradientes de concentração de oxigênio dissolvido no interior do reator graças ao processo de operação do seu ciclo. Por isso, a camada mais externa do grânulo é aeróbia e o núcleo apresenta condições anóxicas/anaeróbias (DE KREUK; PICIOREANU et al., 2007). Essa divisão em camadas propicia ao LGA ser responsável por remoção de nutrientes e também de matéria orgânica (KISHIDA et al., 2009).

A Figura 2.7 representa como ocorre a remoção de nitrogênio dentro do grânulo.

Figura 2.7: Remoção de nitrogênio no interior do grânulo



\*BOA - Bactérias oxidantes de amônia

\*BON - Bactérias oxidantes de nitrito

Fonte: Adaptado de Nancharaiah, Y. V. e Reddy, G. K. K. (2017).

Nas partes mais externas ocorrem a proliferação de bactérias nitrificantes e heterotróficas, fazendo com que ocorra a degradação da matéria orgânica e nitrificação, ou seja o amônio ( $NH_4^+$ ) é oxidado em nitrito ( $NO_2^-$ ) pelas BOAs. Então, o nitrito é convertido em nitrato ( $NO_3^-$ ) pelas BONs. Logo, o nitrato formado na nitrificação da camada externa sofre o processo de desnitrificação no núcleo do grânulo, liberando para o meio nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) (DE KREUK; PICIOREANU et al., 2007). Como a remoção de nitrogênio no LGA ocorre por um processo de nitrificação/desnitrificação simultâneo relacionado com as zonas ambientais existentes no grânulo, é preciso avaliar a maturação dos grânulos pois um LGA recém formado é menor que um LGA maduro e isso compromete a sua atividade no tratamento de efluentes.

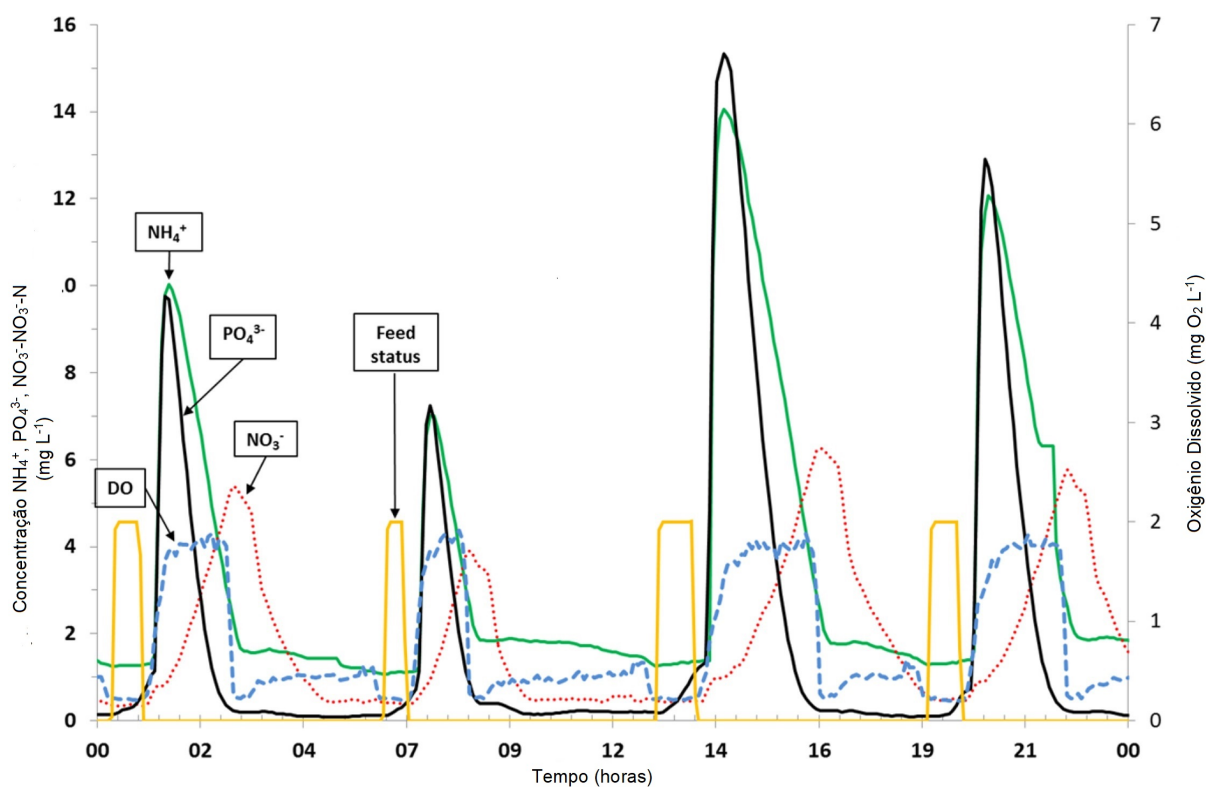
É importante encontrar um equilíbrio na operação do RBS com LGA em relação remoção de nitrogênio. Quando focamos em altas taxas de nitrificação, a etapa de desnitrificação pode ficar limitada pela falta de fonte de carbono no efluente ou falta de condição anóxica no sistema. Para conseguir contornar esses problemas, é necessário controlar a concentração de oxigênio dissolvido no reator assim como a relação A/M, pois a forma como ocorre a alimentação do reator pode aumentar a eficiência na remoção de nitrogênio (WANG, 2020).

Já, a remoção biológica de fósforo nos reatores com a utilização do LGA ocorrem pela atividade dos organismos acumuladores de fosfato, nas variações de condições aeróbias e anaeróbias do RBS (HENRIET et al., 2016). O fósforo é acumulado como polifosfato no interior das células desses microrganismos para depois ser utilizado como fonte de energia na realização da conversão da matéria orgânica de fácil biodegradabilidade em PHAs. Já nas condições anaeróbias os PHAs armazenados são utilizados como energia e carbono para a captação de fósforo do meio (PURBA et al., 2020).



Portanto, o lodo granular aeróbio consegue fazer uma RBN eficaz com a utilização de apenas um reator, sem a necessidade de vários reatores ou separações para a criação de ambientes aeróbios, anaeróbios e anóxicos separados (PRONK, Mario et al., 2017). Mas, a operação de um RBS com LGA necessita estar equilibrada em relação a competição entre os microrganismos funcionais do grânulo pois, pode ocorrer competição por substrato entre os PAOs e as bactérias desnitrificantes ou entre os PAOs e os GAOs por exemplo, ocorrendo uma falha no tratamento do efluente e as vezes comprometendo até a granulação do lodo. A competição entre esses microrganismos funcionais está relacionada com a presença das fontes de carbono no efluente (HE, Q. et al., 2020). O LGA também mostra-se eficiente na remoção de poluentes inorgânicos, como metais pesados (PURBA et al., 2020). A Figura 2.8 representa como ocorre um ciclo típico de um RBS operando com LGA na remoção de nutrientes e como o regime de *feast/famine* influencia na remoção de nutrientes.

Figura 2.8: Ciclo de operação RBS com LGA na remoção de nutrientes



Fonte: Adaptado de Pronk et al. (2015).



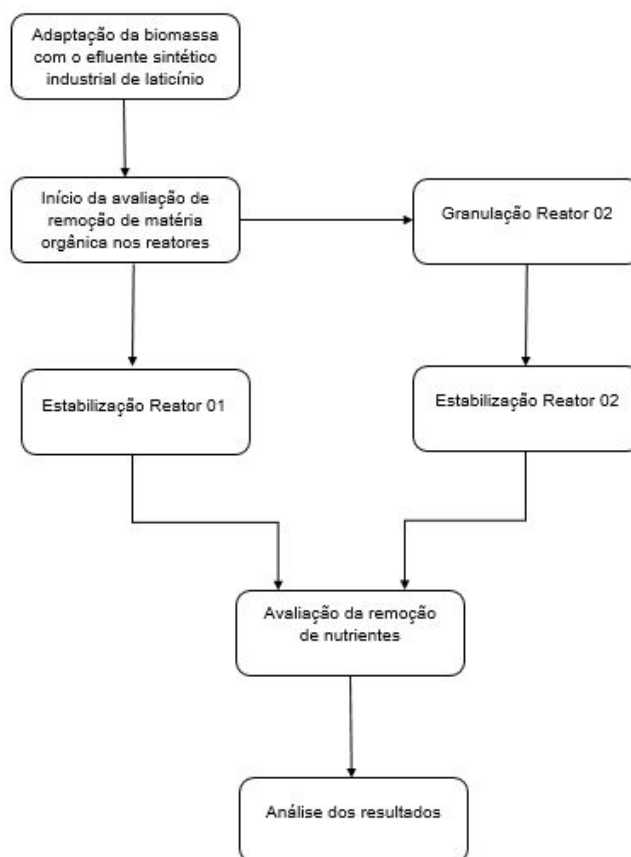
### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento da pesquisa foi realizado nas dependências do Laboratório de Saneamento (LabSan), da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV), da Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Para melhor compreensão, a pesquisa foi dividida em três etapas:

1. Adaptação da biomassa para utilização na pesquisa às condições aeróbias e adaptação da biomassa com o efluente industrial sintético. Esta etapa foi necessária, visto que foi utilizado como inóculo o lodo proveniente de um reator anaeróbio da Estação de Tratamento de Esgotos do município de Uberlândia, conforme descrito a seguir no item 3.2.
2. Granulação aeróbia da biomassa: Nessa etapa, o tempo de sedimentação do reator R2 (lodo granular), foi reduzido semanalmente até alcançar o valor de 01 minuto. Essa redução gradativa foi necessária para ocorrer a seleção de espécies de microrganismos com boa capacidade de sedimentação.
3. Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes pelo lodo granular aeróbio e comparação de sua eficiência com o lodo floculento: Após o surgimento dos primeiros grânulos, dia 11/12/2020, foram realizadas análises físico-químicas no efluente tratado pelos reatores 01 e 02 afim de comparar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Um fluxograma com as etapas e os ensaios desenvolvidos é apresentado a seguir (Figura 3.1):

Figura 3.1: Etapas da pesquisa



Fonte: A autora (2021).

### 3.1 Aparato experimental

A instalação do aparato experimental foi realizada nas dependências do Laboratório de Saneamento (LabSan - FECIV/UFU). O aparato é composto por dois reatores em bateladas sequenciais (RBSs) em escala de bancada (Figura 3.2), operando em paralelo. Os reatores foram construídos com vidro no formato de um prisma quadrangular com base quadrada de 0,10 m de lado, altura total de 0,35 m, altura útil 0,20 m e volume útil de 2000 mL, sendo que a cada ciclo de operação eram removidos aproximadamente 1400 mL de efluente tratado e depois o volume dos reatores era completado novamente com o afluente. Esse volume corresponde a uma razão de troca volumétrica de 70%.

Figura 3.2: Reatores em bateladas sequenciais - RBSs (Prismas de vidro). Os baldes foram utilizados para armazenamento dos afluentes ao tratamento e alimentação dos reatores



Fonte: A autora (2021).

Além dos reatores, o aparato experimental era composto por reservatórios para alimentação do sistema (1), compressores de ar para suprir a necessidade de oxigênio da biomassa (2), eletrobombas que realizavam o abastecimento e descarga dos reservatórios e dos reatores (3), temporizadores digitais para efetuar o acionamento das eletrobombas de acordo com os ciclos estabelecidos (4) e agitadores magnéticos para manterem a biomassa em suspensão nos reatores (5).

### 3.2 Lodo biológico

Os reatores foram inoculados com lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento de efluente doméstico. Antes da inoculação, o lodo ficou em aeração durante 07 dias para sua adaptação ao ambiente aeróbio e ao efluente sintético logo, durante esses primeiros dias, um vez ao dia foi interrompida a aeração e o lodo colocado em repouso para que ocorresse a sua sedimentação. Em seguida uma parte do sobrenadante era retirada e a mesma quantidade de efluente sintético era acrescentada como fonte de alimento para os microrganismos.

Para início da operação dos RBSs, foram introduzidos em cada reator 01 litro de lodo após adaptação e 01 litro de efluente sintético. Sendo que o lodo inoculado no reator apresentou uma concentração inicial de sólidos suspensos totais (SST) de  $4730 \text{ mg.L}^{-1}$  e uma concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) de  $3393 \text{ mg.L}^{-1}$  antes da inoculação nos reatores.

### 3.3 Efluente

Primeiramente, a biomassa foi alimentada com um efluente sintético com características semelhantes a um efluente doméstico, produzido de acordo com a metodologia adaptada apresentada em estudo desenvolvido por Rollemberg, Oliveira et al. (2019) (Tabela 3):

Tabela 3: Composição efluente sintético

Função	Nome	Fórmula	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
Fonte de carbono	Acetato de Sódio	NaC <sub>2</sub> H <sub>3</sub> O <sub>2</sub> .3H <sub>2</sub> O	600
Fonte de Nitrogênio	Cloreto de amônio	NH <sub>4</sub> Cl	110
Fonte de Fósforo	Fosfato de potássio monobásico	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	10

Fonte: Adaptado de Rollemberg, Oliveira et al. (2019).

Após duas semanas sendo alimentado com esse efluente (Tabela 3), os reatores começaram a receber em pequenas doses o efluente sintético de laticínio, seguindo a metodologia proposta por Muniz, Borges e Silva (2020). O foco da pesquisa desenvolvida era a utilização de um efluente industrial sintético de laticínio, porém não seria a sua utilização imediata pois o lodo biológico estava adaptado a efluente doméstico por isso o efluente industrial sintético foi introduzido em pequenas dosagens até se tornar o único alimento dos reatores.

A Tabela 4 apresenta a composição do efluente de laticínio utilizado na pesquisa:

Tabela 4: Composição efluente sintético de laticínio

Componente	Fórmula	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
Leite em pó integral	-	1440
Glicose	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	2,4
Ureia	(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO	2700
Cloreto de amônio	NH <sub>4</sub> Cl	583,3
Fosfato de sódio monobásico	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O	900
Bicarbonato de sódio	NaHCO <sub>3</sub>	1560
Sulfato de magnésio heptahidratado	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	600
Sulfato ferroso	FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	24
Sulfato de magnésio monohidratado	MgSO <sub>4</sub> .H <sub>2</sub> O	24
Cloreto de cálcio	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	36

Fonte: Muniz, Borges e Silva (2020)

Na metodologia de Muniz, Borges e Silva (2020) não foi especificada a marca do leite em pó

utilizado para a produção do efluente sintético. Logo, foi utilizado um leite em pó comercial, adquirido em supermercado disponível na região da pesquisa. A Tabela 5 apresenta a composição do leite em pó integral utilizado na produção do efluente sintético de laticínio.

Tabela 5: Composição leite em pó integral

Componente	Quantidade por porção de 25 g	Unidade
Carboidratos	10	g
Proteínas	6,2	g
Gorduras totais	6,7	g
Gorduras saturadas	3,8	g
Sódio	91	mg
Cálcio	380	mg
Ferro	5,3	mg
Zinco	2,1	mg
Vitamina A	180	$\mu\text{g}$
Vitamina D	1,9	$\mu\text{g}$
Vitamina E	3,8	$\mu\text{g}$
Vitamina C	17	mg

Fonte: Nestlé (2020)

Após 15 dias do início da introdução efluente sintético de laticínio nos reatores, o lodo biológico já estava adaptado à ele, ponto em que o efluente sintético doméstico não foi mais introduzido nos reatores. Semanalmente foram produzidos cerca de 50 litros do efluente de laticínio e armazenados em freezer sob resfriamento (abaixo de 10 °C).

### 3.4 Ciclo operacional

O tempo adotado para a duração de cada ciclo de operação dos reatores foi de 12 horas (Tabela 6). Dessa forma, como a taxa de troca foi de 0,70 (1400 mL adicionado em cada ciclo no reator com volume útil de 2000 mL), o tempo de detenção hidráulica (TDH) dos reatores foi de 20 horas. O oxigênio dissolvido (OD) foi mantido acima de 2 mg/L por meio de uma pedra porosa conectada ao compressor de ar e localizada no fundo de cada reator, o pH do efluente foi ajustado entre 6,50 - 7,50, pela adição de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) ou hidróxido de sódio (NaOH), antes de sua adição aos reatores.

Tabela 6: Duração das etapas do ciclo durante a adaptação do lodo com o efluente sintético (Fase 01)

Etapa	Tempo (minutos)	
	Reator 01	Reator 02
Alimentação	01	01
Reação	658	658
Sedimentação	60	60
Remoção Efluente Tratado	01	01

Fonte: da Autora.

Após o período de adaptação do lodo com o efluente sintético, o reator 02 (R2) teve a redução gradativa do tempo de sedimentação visando a ocorrência da granulação aeróbia. De acordo com Fan et al. (2018), o tempo de sedimentação é capaz de realizar uma seleção hidráulica de microrganismos que favorecem a granulação. Além disso, a qualidade de um tratamento biológico de águas residuárias está relacionada com a capacidade de separação entre o lodo e o líquido, ou seja a sedimentação (LIU; SHENG; YU, 2009). Essa estratégia para aceleração da granulação vem sendo utilizada de forma eficaz em outros estudos: (SGUANCHI et al., 2019; FAN et al., 2018; CAI et al., 2018; WIATCZAK; CYDZIK-KWIATKOWSKA, 2017). A Tabela 7 apresenta como e quando foram realizadas as reduções no tempo de sedimentação no R2.

Tabela 7: Ciclo de granulação aeróbia R2 (Fase 02)

Data	Tempo de Sedimentação R2 (minutos)
26/10/2020	15
09/11/2020	10
16/11/2020	07
25/11/2020	05
30/11/2020	04
02/12/2020	03
14/12/2020	02
28/12/2020	01

Fonte: da Autora.

Durante a última fase do experimento (Fase 03), os ciclos dos reatores R1 e R2 não sofreram novas alterações, ficando constantes até o último dia de operação conforme a Tabela 8.

Tabela 8: Duração das etapas dos ciclos dos reatores R1 e R2 (Fase03)

Etapa	Tempo (minutos)	
	R1	R2
Alimentação	01	01
Reação	658	658
Sedimentação	60	01
Repouso	-	59
Remoção Efluente Tratado	01	01

Fonte: da Autora.

### 3.5 Análises físico-químicas

Na Tabela 9 são apresentados os métodos e as frequências das análises físico-químicas que foram realizadas no afluente, no efluente e no lodo. Todas as análises seguiram os métodos disponíveis no *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* - SMEWW (APHA, 2017).

Tabela 9: Análises físico-químicas

Parâmetro	Método SMEWW	Frequência
Alcalinidade total e parcial	2320	Semanal
pH	4500-H <sup>+</sup>	Diária
Temperatura	2550	Diária
Oxigênio dissolvido (OD)	4500-O C	Diária
DQO <sub>solúvel</sub>	5220 D	3x/Semana
DBO <sub>5</sub>	5210 B	Semanal
Fósforo total	4500-P E	Semanal
Nitrogênio Kjeldahl total (NTK)	4500-N <sub>org</sub>	Semanal
Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	4500-NH <sub>3</sub> F	Semanal
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	4500-NO <sub>3</sub> - C	Semanal
Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)	2540 B e 2540 E	2x/Semana

Fonte: A autora.

As leituras das análises colorimétricas foram realizadas nos seguintes equipamentos: espectrofotômetro UV-Vis HACH, modelo DR 5000 (Labsan); espectrofotômetro Visível HACH, modelo DR 2400 (LAQUA - Laboratório de Qualidade Ambiental). As aferições de pH e temperatura foram feitas pelo pHmetro Hanna Instruments, modelo HI 8314. A digestão de fósforo e nitrogênio total foi realizada com a autoclave Phoenix Luferco. A incubadora de DBO utilizada da pesquisa foi da marca Cientec, modelo CT-705-330. As balanças utilizadas no ensaio de sólidos e na pesagem de reagentes durante a pesquisa foram a balança analítica Shimadzu,

modelo AY220 e a balança Bel Engineering. Para a digestão de DQO foram utilizados os blocos digestores Hanna Instruments, modelo HI 839800 e o bloco Polycontrol, modelo Thermo Digest. Durante o experimento a estufa de secagem e esterelização utilizada foi da marca Solab, modelo SL100.

### 3.6 Análises fotográficas e espectroscopia de raios X por energia dispersiva

A evolução da formação dos grânulos foi acompanhada semanalmente por meio de fotografias de amostras do lodo dispersas em placas de petri. Já a espectroscopia de raios X por energia dispersiva (EDX), investigou a morfologia e a composição química da biomassa dos reatores R1 e R2, ela foi feita com o equipamento INCA X-ACT Oxford acoplado a um microscópio eletrônico de varredura (MEV), modelo Vega 3 Tescan no Laboratório Multiusuário do Instituto de Química da Universidade Federal de Uberlândia (LMIQ-UFU). Para o EDX, as amostras foram secas em estufa a 105°C e depois colocadas em tubos eppendorf de 2 mL até a análise.

### 3.7 Determinação da velocidade média de sedimentação

A velocidade média de sedimentação foi realizada seguindo o procedimento proposto por Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005). Foi construído no LabSan (UFU), com o auxílio de um tubo de PVC, uma coluna de 7,5 cm de diâmetro e 75 cm de altura preenchida com água da torneira.

Na coluna cheia de água adicionou-se 25 mL de lodo diluído (10 vezes) e o lodo sedimentado foi coletado por um registro no fundo da coluna em intervalos de tempo predeterminados (0,5; 1; 1,5; 3; 7,5; 15 e 60 minutos). Após, realizou-se o ensaio de SST de cada amostra, para analisar a fração de lodo sedimentado em cada instante. A velocidade média de sedimentação foi calculada pela equação (5).

$$v_{\text{med.sed}} = \frac{\sum(m \times v)}{M} \quad (5)$$

Onde,

$v_{\text{med.sed}}$  = velocidade média de sedimentação;

$m$  = massa da fração de lodo sedimentada;

$v$  = velocidade de sedimentação da fração;

$M$  = massa total da amostra de lodo.



### 3.8 Determinação da resistência dos grânulos

A determinação da resistência dos grânulos, foi realizada conforme o procedimento descrito por Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005), no qual os grânulos são submetidos a uma tensão de cisalhamento do fluido (pelo desprendimento dos grânulos). Uma amostra de lodo do reator foi diluída 10 vezes com água de torneira para realizar a separação entre o lodo granular e o lodo floculento. Para que ocorra a separação entre os grânulos e o lodo floculento essa amostra diluída (25 mL) foi sedimentada com o auxílio da coluna de sedimentação durante 01 minuto, a fração de grânulos que sedimentou nesse tempo foi utilizada para o cálculo da resistência. Essa porção de grânulos foi colocada em frascos erlenmeyer com volume de água de 150 mL e levados à uma mesa agitadora por 5 minutos com uma rotação de 200 rpm. Em seguida, a amostra foi colocada em repouso por 01 minuto e foi realizada a análise de sólidos suspensos totais do sobrenadante e do decantado. Os resultados dessa análise SST foi utilizado para o cálculo do coeficiente de integridade definido como a razão entre a massa de sólidos do sobrenadante dividida pela massa total de sólidos da amostra:

$$\text{Coeficiente de integridade} = \frac{\text{massa de sólidos do sobrenadante}}{\text{massa de sólidos da amostra}} \quad (6)$$

Quanto maior a resistência dos grânulos, menor será a massa de sólidos no sobrenadante. Logo, quanto menor o coeficiente de integridade de uma amostra, maior a resistência dos grânulos.

### 3.9 Percentual de granulação

Segundo Vashi, Iorhemen e Tay (2019), a porcentagem da granulação pode ser utilizada para descrever a extensão da granulação no reator e isso pode ser realizado com a utilização da seguinte equação (7):

$$\text{Gran. (\%)} = \frac{\text{IVL}_5}{\text{IVL}_{30}} \times 100 \quad (7)$$

Sendo IVL, o Índice Volumétrico do Lodo que pode ser definido como o volume que 01 grama dos sólidos suspensos do reator demoram para ocupar uma proveta de 1 L após 30 minutos, ou seja, a realização dessa análise consiste em retirar do reator 1 L da biomassa do reator e marcar o volume de sólidos que ocupam a proveta dentro dos intervalos de tempo estabelecidos no caso 5 minutos ( $\text{IVL}_5$ ), 10 minutos ( $\text{IVL}_{10}$ ) e o tradicional 30 minutos ( $\text{IVL}_{30}$ ) de sedimentação. O ensaio tradicional de IVL menciona apenas o cálculo do  $\text{IVL}_{30}$ , mas como a biomassa granular possui uma capacidade de sedimentação mais rápida que a biomassa floculenta, é recomendado o cálculo em mais tempos como 5 e 10 minutos (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004).

### **3.10 Extração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS)**

A extração do EPS da biomassa dos reatores, foi realizada conforme o procedimento descrito por (TAY; LIU; LIU, 2001). Coletou-se através de centrifugação uma amostra de 5 mL de lodo de cada reator, depois adicionou-se 10 mL de NaOH 1M e foi colocado por 30 minutos em uma temperatura de 80°C. Para avaliar e identificar os grupos funcionais presentes na extração de EPSs, foi realizada a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR). Os espectros na região do infravermelho foram obtidos em um espectrômetro Perkin Elmer modelo FT-IR Frontier Single Range MIR, na região de 4000 a 220  $\text{cm}^{-1}$  localizado no Laboratório de Fotoquímica e Ciência dos Materiais (LAFOT) no Instituto de Química (UFU). Após a extração, as amostras de EPS foram secas em estufa a 105°C, depois colocadas em tubos eppendorf de 2 mL e mantidas em dessecador até a data da análise. O FTIR foi realizado com as amostras no estado sólido, com o auxílio do acessório de Reflectância Total Atenuada (ATR) com cristal de diamante.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização dos efluentes

Os reatores ficaram em operação durante 300 dias entre os meses de setembro/2020 e julho/2021. As características físico-químicas do efluente sintético de laticínio utilizado na pesquisa são apresentadas na Tabela 10. Durante esse período foram utilizados aproximadamente 2000 litros de efluente sintético de laticínio na operação dos reatores. A escolha do efluente sintético para realização de estudos envolvendo indústrias de laticínios é vantajoso pois é possível obter um controle das características do efluente, já que devido a variabilidade de produção por esse tipo de indústria, ocorrem grandes variações nas características físico-químicas do efluente real (MUNIZ; BORGES; SILVA, 2020; HAMDANI et al., 2020). Além disso, a produção de efluente sintético evitou problemas técnicos como obtenção do efluente real, transporte e armazenamento.

Tabela 10: Características físico-químicas do efluente sintético de laticínio

Parâmetro	Média $\pm$ Desvio padrão	Unidade
Alcalinidade total e parcial	937,84 $\pm$ 53,47	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
pH	7,82 $\pm$ 0,16	-
Turbidez	1070	UNT
DQO	2647 $\pm$ 300,23	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
DBO <sub>5</sub>	1536 $\pm$ 30	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
DQO/DBO <sub>5</sub>	1,72	-
Fósforo total	146,27 $\pm$ 2,39	mg P.L <sup>-1</sup>
Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	3,43 $\pm$ 2,78	mg NH <sub>3</sub> -N.L <sup>-1</sup>
Nitrito (NO <sub>2</sub> )	0,044 $\pm$ 0,03	mg NO <sub>2</sub> -N.L <sup>-1</sup>
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	32,44 $\pm$ 11,16	NO <sub>3</sub> -N.L <sup>-1</sup>

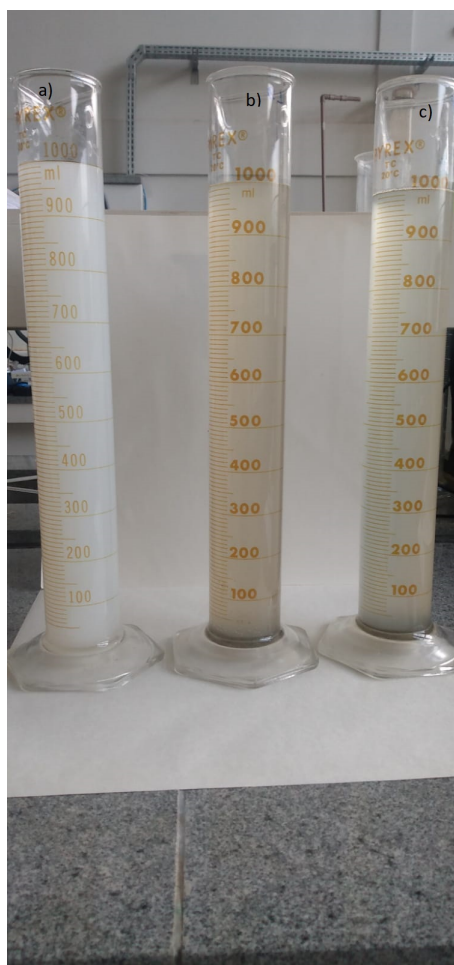
Fonte: A autora.

O efluente sintético, apresentou altas concentrações de matéria orgânica 2647  $\pm$  300, 23 de DQO (mg L<sup>-1</sup>) e 1536  $\pm$  30, 30 DBO (mg L<sup>-1</sup>), característica compatível com a pesquisa de outros autores que utilizaram o mesmo tipo de efluente (MUNIZ; BORGES; SILVA, 2020; HAMDANI et al., 2020; CARVALHO et al., 2018; NADAL, 2018). Também foram encontrados valores semelhantes as pesquisas de autores que analisaram efluente real de laticínio (MESSIAS, 2015; DANIEL, 2008). De acordo com Von Sperling (2005) quando a relação DQO/DBO<sub>5</sub> apresenta um valor menor que 2,5 o afluente analisado possui uma fração biodegradável elevada e isso é um bom indicativo para a utilização de tratamento biológico.

O efluente industrial sintético utilizado na pesquisa apresentava uma coloração branca, característica típica dos efluentes produzidos nesse tipo de indústria (MESSIAS, 2015). Na figura 4.1,

é apresentado o efluente sintético de laticínio (a), o efluente tratado no Reator 01 (b) e o efluente tratado no Reator 02 (c), apesar de não ser um parâmetro avaliado constantemente na pesquisa, observou-se uma remoção média de turbidez durante o tratamento realizado de 70 % (R1) e 85 % (R2). Houve também, remoção da cor aparente de aproximadamente 70% em ambos os reatores o que é interessante pois, quando o efluente colorido é lançado nos corpos hídricos a sua cor pode causar um desconforto estético e prejudicar o ecossistema aquático devido a redução da penetração de luz.

Figura 4.1: Aspecto visual do afluente e do efluente



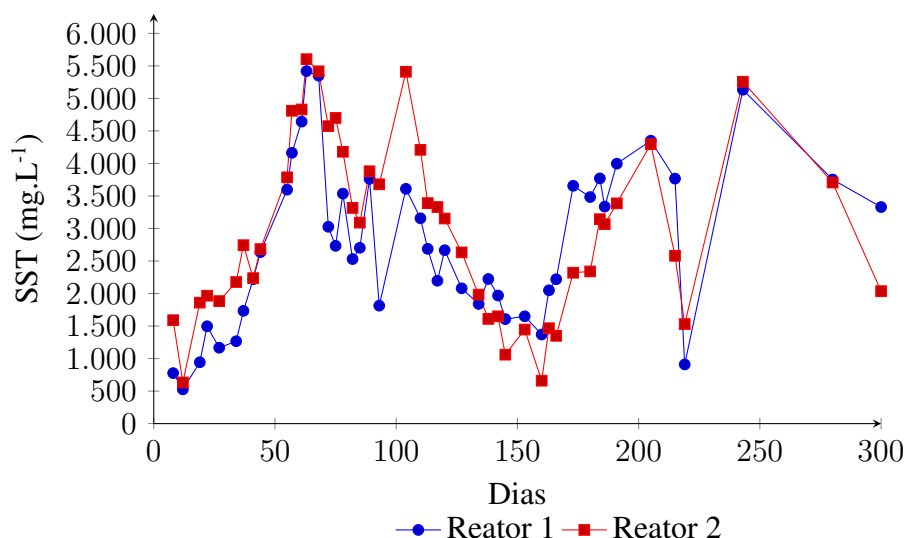
Fonte: A autora.

#### 4.1.1 Concentração de sólidos suspensos totais nos reatores

Os sólidos suspensos totais (SST), apresentaram períodos de oscilação e estabilidade durante o experimento. Oito dias após o início da operação o reator 01 teve uma oscilação negativa de aproximadamente 83% na concentração de SST e o reator 02 de 66%, sendo que apenas 30 dias depois do início da operação é que os reatores conseguiram se estabilizar e apresentarem a concentração de SST satisfatória. Como o reator 02 teve o seu tempo de sedimentação reduzido

gradativamente, isso ocasionou perda de sólidos durante a operação, situação já esperada pois foi retratado essa lavagem de biomassa em outras pesquisas sendo que esse lodo perdido possuía uma sedimentabilidade ruim e não era interessante no processo de granulação. Na Figura 4.2 é mostrado como ocorreu a variação do SST dos reatores, fases de crescimento e decaimento da biomassa dos reatores.

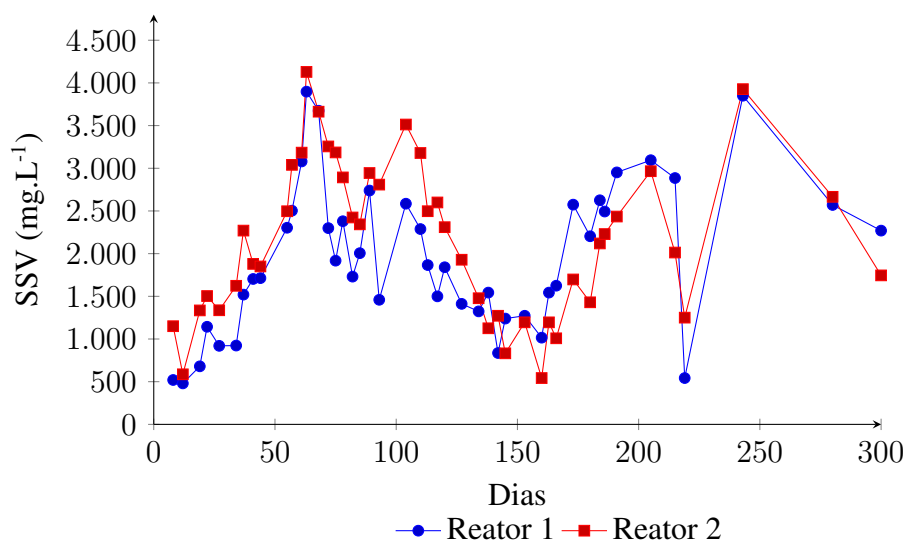
Figura 4.2: Sólidos Suspensos Totais dos reatores



Fonte: da Autora (2021).

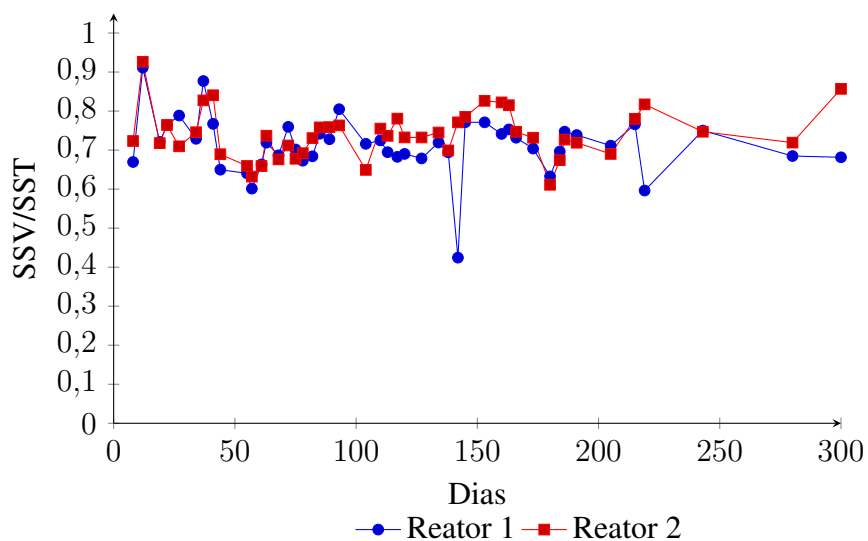
Um fator necessário na análise de sólidos é que nem toda a biomassa presente no reator atua nas conversões do substrato, portanto é necessário a avaliação da fração inorgânica, que não possui função específica no tratamento biológico (VON SPERLING, 2002). Logo, a fração orgânica dos sólidos ou seja, a matéria orgânica volatilizada, é representada pelos sólidos suspensos voláteis (SSV), apresentado na Figura 4.3. A relação entre SSV/SST, que estabelece o grau de mineralização da biomassa é mostrado na Figura 4.4.

Figura 4.3: Sólidos Suspensos Voláteis dos reatores



Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.4: Relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais



Fonte: da Autora (2021).

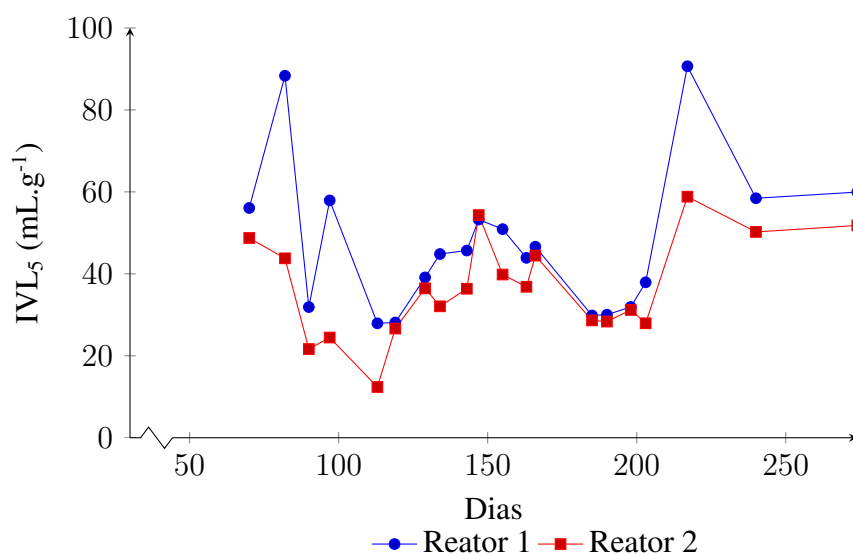
A relação SSV/SST de ambos reatores foram elevadas, o que indica elevada fração orgânica. O LGA possui a capacidade de reter uma quantidade elevada de biomassa no reator (ROCKTAS-CHEL et al., 2015), entretanto tanto R1 quanto R2 apresentaram variações de sólidos semelhantes apesar de operarem com diferentes tempos de sedimentação. A retenção de biomassa nos reatores é interessante para favorecer as bactérias nitrificantes pois elas possuem um crescimento lento. Todavia, é importante avaliar a idade do lodo, pois quanto maior for esse parâmetro, as

chances da biomassa ser composta por material inerte aumentam.

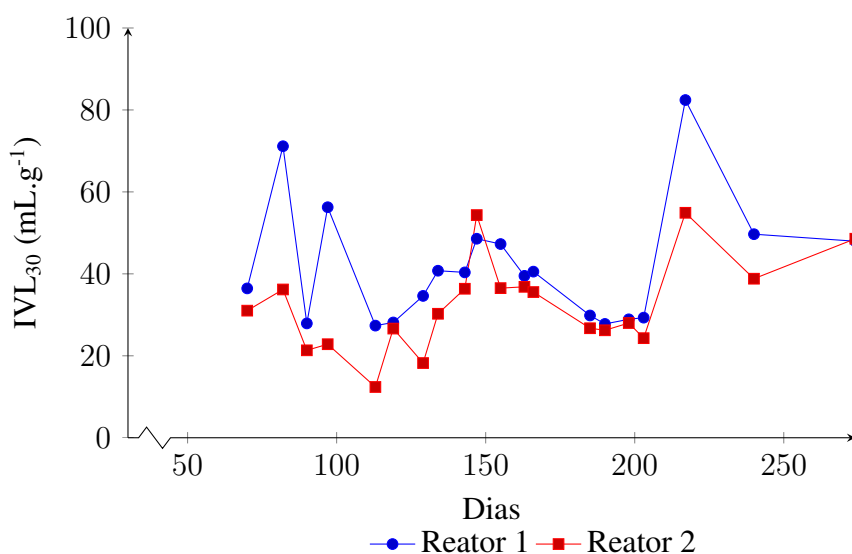
#### 4.1.2 Índice Volumétrico de Lodo (IVL) e Percentual de Granulação

O IVL é um dos parâmetros mais importantes na avaliação da boa sedimentabilidade do lodo e também do estágio de granulação do LGA, iniciou-se o seu controle a partir da décima semana após o início da operação dos reatores sendo que para o reator 01 o seu principal foco era avaliar como estava a sedimentabilidade do lodo e para o reator 02, além da sedimentabilidade a granulação da biomassa. Para ambos reatores foram analisados  $IVL_5$ ,  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$ , sendo apresentado o resultado na Figura 4.5 o resultado relativo ao  $IVL_5$  dos reatores e na Figura 4.6 o resultado do  $IVL_{30}$ . A interpretação do IVL sugere que quanto maior o seu valor, pior a sedimentabilidade do lodo e os resultados apresentados nas Figuras 4.5 e 4.6 mostram um comportamento semelhante da biomassa de ambos os reatores, a boa capacidade de sedimentabilidade da biomassa, com uma pequena vantagem para o lodo granular (Reator 2).

Figura 4.5: Resultados de  $IVL_5$  dos reatores



Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.6: Resultados de  $IVL_{30}$  dos reatores

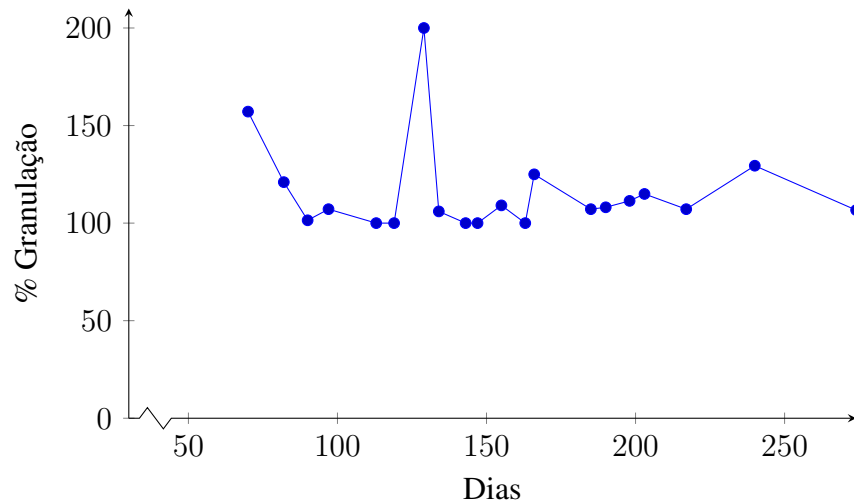
Fonte: da Autora (2021).

O valor médio do  $IVL_{30}$  foi de  $41,74 \text{ mL.g}^{-1}$  no R1 e  $32,30 \text{ mL.g}^{-1}$  no R2, mostrando uma boa capacidade de sedimentação da biomassa obtida em ambos reatores. Pesquisas anteriores mostraram resultados semelhantes na análise de IVL de LGA. Sun, Gomeiz et al. (2021) alcançaram no dia 203 de operação um  $IVL_{30}$  de  $56 \text{ mL.g}^{-1}$  em um reator com LGA. Zhou et al. (2015) operaram 3 reatores com biomassa granular aeróbia e alcançaram diferentes valores para IVL, o reator 01 obteve um resultado de  $70,00 \pm 7,00$ , o segundo reator  $26,00 \pm 6,00$  e terceiro  $61,00 \pm 5,00 \text{ mL.g}^{-1}$ .

Considerando o IVL como um parâmetro para análise da granulação do lodo, a relação estabelecida por Vashi, Iorhemen e Tay (2019), que mostra a porcentagem de granulação da biomassa através da relação entre  $IVL_5/IVL_{30}$ , apresentou na análise realizada no dia 70, que a porcentagem de granulação era de 100% e durante os ensaios posteriores essa relação se manteve estável sempre indicando granulação completa do reator com pouca variação.

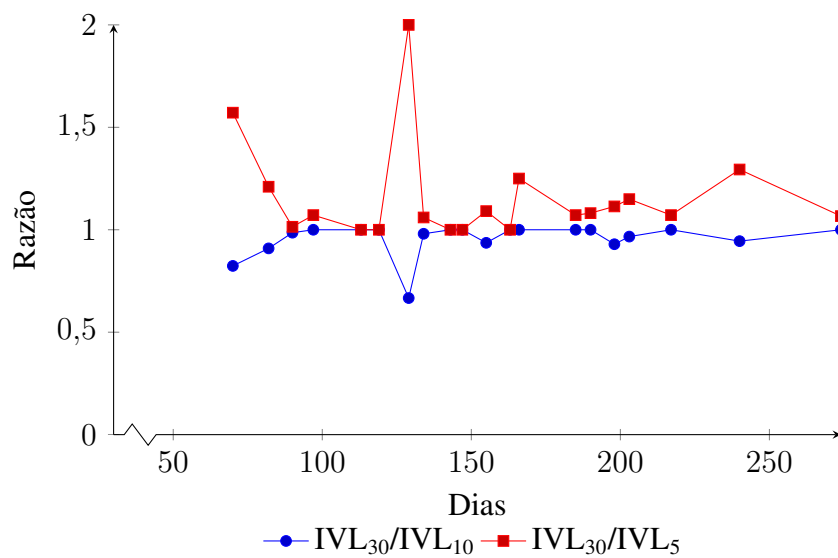


Figura 4.7: Resultados de porcentagem de granulação



Fonte: da Autora (2021).

Como o IVL pode sofrer interferências por causa da concentração de sólidos, outra relação foi utilizada para certificar esse resultado,  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVL_{30}/IVL_5$ , elas indicam que a granulação esta completa quando essa relação é igual ou superior a 0,90. Os resultados obtidos por  $IVL_{30}/IVL_{10}$  apresentaram que a granulação estava completa no ensaio realizado dia 82 já pelo resultado da relação  $IVL_{30}/IVL_5$  à partir do dia 70 a granulação estava completa. Na Figura 4.8 é apresentado como foi o comportamento dessas relações durante os ensaios de IVL.

Figura 4.8: Resultados das relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVL_{30}/IVL_5$  dos reatores

Fonte: da Autora (2021).

## 4.2 Processo de formação dos grânulos aeróbios

A redução gradativa do tempo de sedimentação no reator 02, induziu a formação dos grânulos provavelmente seguindo as fases mostradas na figura 2.6. As primeiras formações semelhantes a grânulos, foram observados pela primeira vez no dia 11/12/2021 (Figura 4.9), 86 dias após o início da operação do aparato experimental. Durante esse período a operação do aparato do experimental passou por problemas operacionais durante três vezes, ocasionando perda de sólidos do reator e possivelmente comprometendo o início do processo de granulação.

Figura 4.9: Início da formação dos grânulos

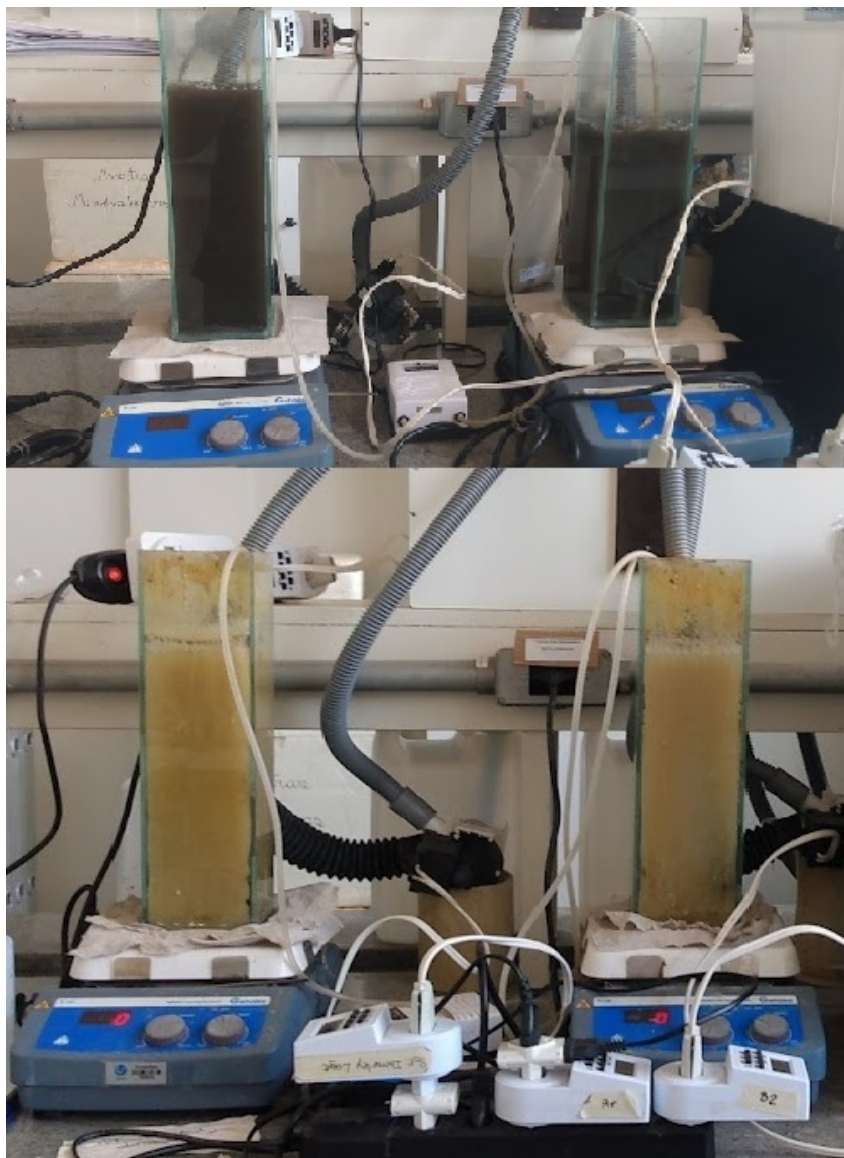


Fonte: A autora.

Considerando os resultados apresentados na seção anterior onde utilizou-se o ensaio de IVL para investigar a granulação, as formações granulares coincidem com os ensaios de IVL realizados, porém pela Figura 4.9 é perceptível a presença de lodo filamentoso no reator, com bastante predominância ao comparar com os grânulos formados. Esse fato pode ser explicado por várias hipóteses como, a coleta da amostra de lodo para fotografia na placa de petri era realizada na superfície do reator, talvez a coleta em um ponto mais centralizado do reator iria permitir a visualização melhor dessas formações granulares. Mas, no geral é importante destacar que é possível a formação de lodo granular aeróbio à partir da inoculação de lodo anaeróbio de um reator UASB. Linlin et al. (2005), avaliaram a formação de LGA e as suas características em um RBS inoculado com lodo granular anaeróbio de um reator UASB. O lodo inoculado era escuro, de formato regular e continha muitas bactérias filamentosas duas semanas após o início da operação o lodo ficou claro, com uma tonalidade amarela indicando que os microrganismos anaeróbios se extinguíram e/ou não era mais predominantes. Essa mudança na coloração do lodo é essencial quando se utiliza lodo anaeróbio para iniciar um sistema aeróbio, na Figura 4.10 é apresentado essa alteração de cor na presente pesquisa, na imagem superior os reatores R1 e R2 estavam com poucos dias de operação e a imagem inferior foi feita na última semana

de funcionamento do aparato.

Figura 4.10: Mudança de cor da biomassa

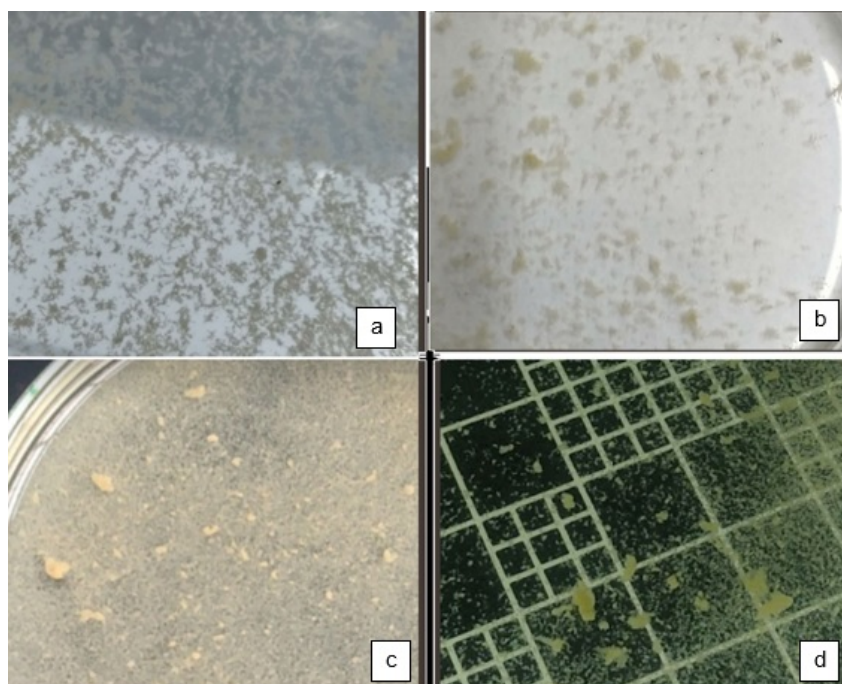


Fonte: A autora.

Em relação ao formato dos grânulos formados, eles apresentaram variação em sua forma e diâmetro fazendo com que o tamanho dos grânulos variasse bastante durante o período de operação dos reatores. A Figura 4.11, apresenta os grânulos em diferentes fases da pesquisa realizada, a foto da Figura 4.11 - A foi tirada no dia 86, quando começaram a surgir os primeiros grânulos do R2, a foto B da Figura 4.11 é do dia 104 quando a alteração morfológica do lodo era mais perceptível, já a foto C foi realizada no dia 160, quando houve uma brusca alteração dos sólidos suspensos do R2, apesar dos grânulos o lodo do reator encontrava-se com muito lodo filamentososo causado possivelmente pelo rompimento de grânulos. Já a foto D foi feita no dia 300, último dia de operação, os grânulos maiores apresentavam formato achatado diferente dos

menores que possuíam forma cilíndrica.

Figura 4.11: Fases dos grânulos



Fonte: A autora.

#### 4.2.1 Velocidade média de sedimentação e determinação da resistência dos grânulos

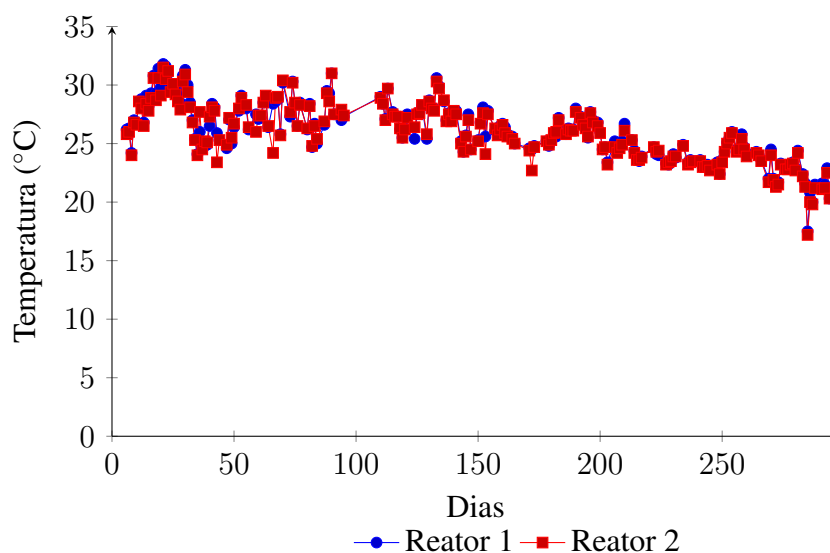
A velocidade média de sedimentação calculada de acordo com a metodologia proposta por Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005) foi de  $8,2 \text{ m.h}^{-1}$ , uma velocidade de sedimentação alta era esperado para a biomassa granular. A velocidade de sedimentação foi alterando-se positivamente no R2 com o passar dos dias de operação. Já a determinação da resistência dos grânulos também com metodologia proposta por Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005) é calculada através do coeficiente de integridade (CI), na pesquisa realizada encontrou-se o valor médio de 0,22 indicando que não houve ruptura dos grânulos.

### 4.3 Análise de pH e Temperatura

A operação dos reatores aconteceu em temperatura ambiente, sendo diariamente monitorada a temperatura dos reatores e do efluente tratado. Segundo Martinez et al. (2017), a temperatura é um dos parâmetros essenciais no metabolismo e na estrutura das comunidades de bactérias existentes no tratamento de efluentes. No caso do tratamento biológico, baixas temperaturas tem efeito negativo sobre a nitrificação (HE, S. et al., 2016; MARTINEZ et al., 2017). A morfologia dos grânulos é relacionada aos microrganismos que o integram, logo a variação

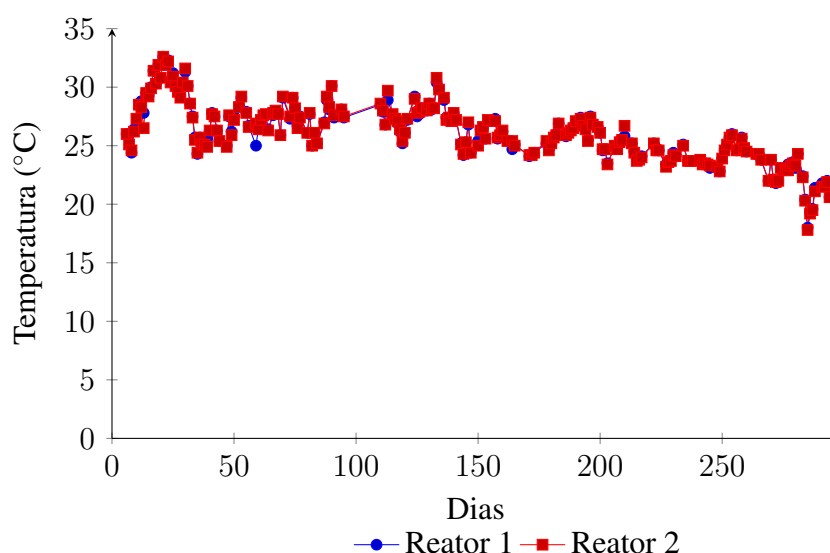
de temperatura é capaz de afetar na estabilidade nos grânulos uma vez que afeta a taxa de crescimento desses microrganismos (KREUK; PRONK; LOOSDRECHT, 2005). A Figura 4.12 apresenta o comportamento desse parâmetro no interior dos reatores durante o período da pesquisa e a Figura 4.13 apresenta dados do efluente tratado.

Figura 4.12: Aferição diária de temperatura interna dos reatores



Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.13: Aferição diária de temperatura dos efluentes tratados



Fonte: A Autora (2021).

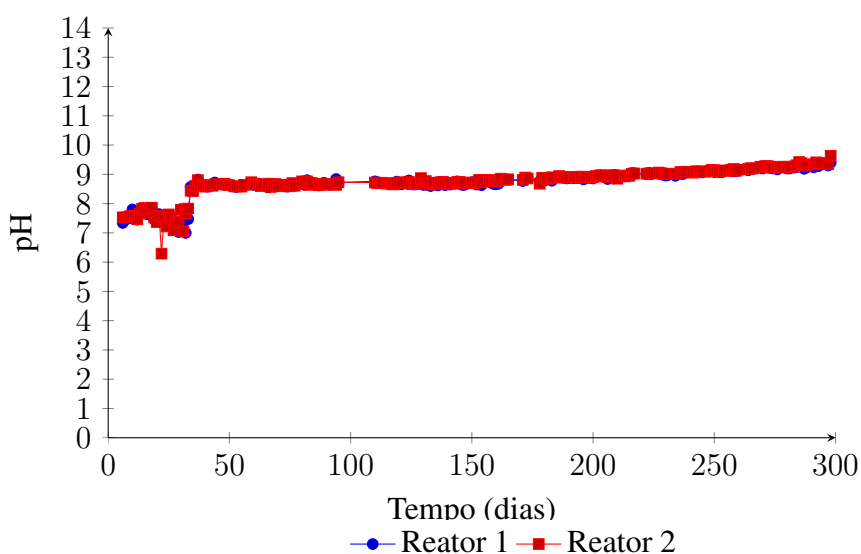
De acordo com a figura 4.12 o reatores não apresentaram grandes variações de temperatura

durante o período de operação e alterou em função da temperatura ambiente. Houve uma tendência de pequena redução em função dos períodos de outono e início do inverno nos dias do final de operação dos reatores. Inúmeros estudos têm avaliado a influência da temperatura na formação e na atividade microbiológica dos grânulos. Kreuk, Pronk e Loosdrecht (2005) avaliaram as mudanças de temperatura na formação e processos biológicos do LGA. Eles variaram durante o experimento a temperatura entre 8 e 20°C e concluíram que o desempenho do reator é fortemente influenciado por essas variações e que a temperatura baixa formou grânulos instáveis, o oposto do que ocorreu quando a operação aconteceu em temperatura mais elevada. Além disso, observaram uma redução na taxa de nitrificação na temperatura mais baixa.

Ab Halim et al. (2016), estudaram os efeitos de altas temperaturas (30°, 40° e 50°C) na remoção de matéria orgânica e nutrientes com a utilização de LGA. O objetivo de formar LGA foi alcançado nas diferentes temperaturas porém essa variação influenciou principalmente na morfologia dos grânulos. Winkler et al. (2012), avaliaram entre outras coisas o efeito da temperatura na velocidade de sedimentação do LGA, eles concluíram que quando a temperatura do efluente sofreu um aumento de 5° para 40°C, os mesmos grânulos apresentaram uma velocidade de sedimentação duas vezes maior. Já no estudo desenvolvido por Song et al. (2009), a variação de temperatura entre: 25°C e 35°C não teve influência sobre a granulação pois ela foi alcançada mesmo com essa variação. Mas, quando a temperatura foi de 30°C os grânulos maduros apresentaram melhor capacidade de sedimentação e melhor atividade biológica do que em outras temperaturas.

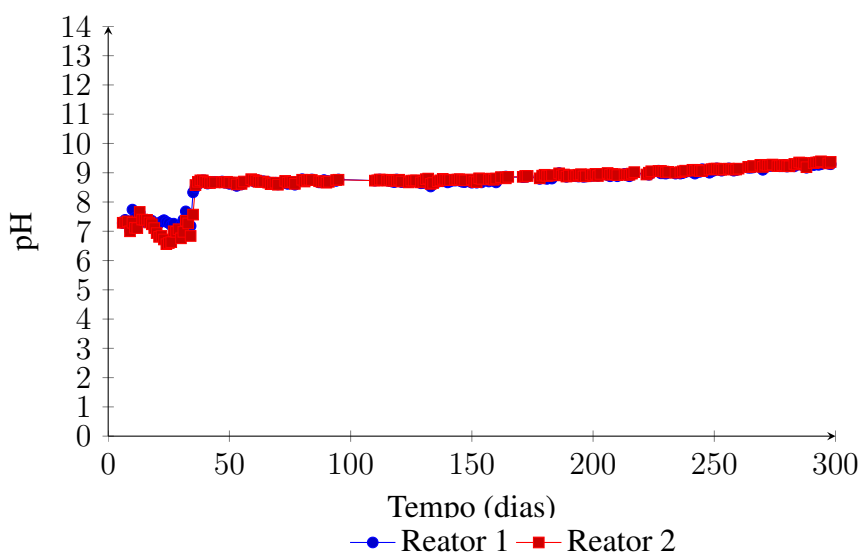
O pH também foi um parâmetro aferido diariamente tanto dos reatores quanto do efluente tratado, esses dados são mostrados nas Figuras 4.14 e 4.15 respectivamente. O afluente tinha seu pH ajustado para  $7,00 \pm 2$  antes de ser adicionado aos reservatórios do aparato experimental. O período de maior variação do valor do pH nos dois reatores foi durante os 50 primeiros dias de operação e após esse período houve uma estabilidade nos dois reatores permanecendo sempre em uma faixa alcalina durante todo o período de operação. O mesmo vale para o pH do efluente tratado de ambos os reatores.

Figura 4.14: Aferição diária de pH dos reatores



Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.15: Aferição diária de pH do efluente tratado



Fonte: A autora (2021).

Alguns autores relataram em estudos anteriores o aparecimento de fungo na superfície dos grânulos quando os seus reatores operaram com pH ácido. Corsino, Trapani et al. (2018), operaram um reator com LGA com um pH próximo de 5, e perceberam que os grânulos aeróbios serviram como transportadores para o crescimento de fungos. Já Yang, Li e Yu (2008), realizaram um experimento para investigar a ação da alcalinidade e do pH na alimentação de reatores com

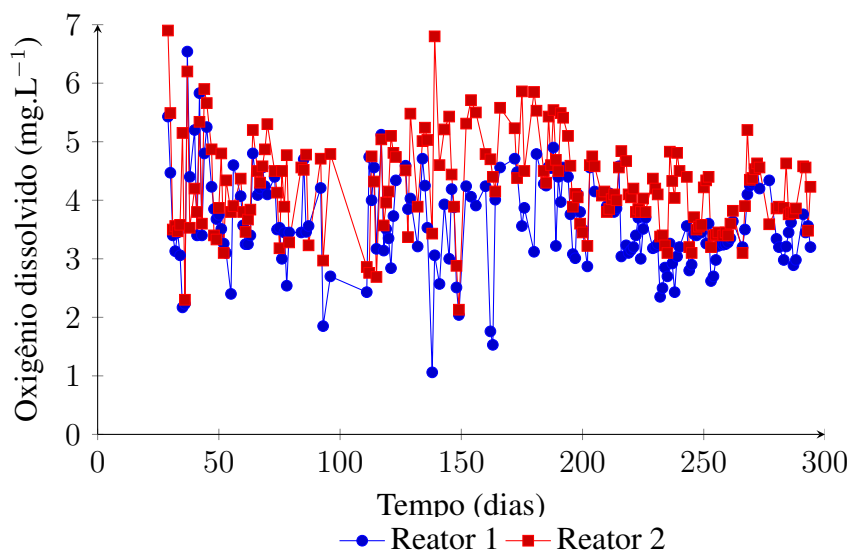


LGA, sendo que um dos reatores tinha baixa alcalinidade e pH ácido (aproximadamente 3,00) e o segundo reator alta alcalinidade e pH próximo a 8,00 porém, no primeiro reator foram formados grânulos fúngicos com estrutura fofa já o segundo reator formou grânulos menores com a estrutura compacta ou seja, mais resistentes.

#### 4.4 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) faz parte dos fatores que influenciam diretamente o metabolismo bacteriano, a formação dos flocos e grânulos. Um dos focos da pesquisa era a realização da remoção de nitrogênio, logo para que ocorresse desnitrificação era necessário a existência de uma zona anóxica no sistema de tratamento, no caso dos grânulos, a camada interna deles atende a essa necessidade, por isso o oxigênio dissolvido também precisava ser monitorado pelo excesso, pois uma aeração muito forte poderia ter destruído os grânulos ou impedir a formação de uma zona anaeróbia. No reator 01 foi obtido um valor médio de OD de  $3,63 \text{ mg.L}^{-1}$  e no reator 02, uma média de  $4,24 \text{ mg.L}^{-1}$ , o objetivo era sempre deixar esse parâmetro acima de  $2,00 \text{ mg.L}^{-1}$  para não comprometer os microrganismos do reator. A Figura 4.16 apresenta como foi o comportamento do OD durante o período de operação dos reatores. As variações envolvendo OD aconteceram principalmente pelo fato do lodo do reator entupir algumas vezes o difusor de ar, fazendo-se necessário a sua lavagem com água corrente ou substituição.

Figura 4.16: Concentração de oxigênio dissolvido no interior dos reatores



Fonte: A autora (2021).

Na pesquisa de Wang, Song et al. (2021), foram aplicados em um reator uma taxa de OD, semelhante ao utilizado na presente pesquisa. Eles estudaram o efeito do OD em diferentes na



taxas no início da nitratação com lodo granular, um dos reatores operou com OD baixo ( $1\text{-}2\text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) e o outro com OD alto ( $3\text{-}5\text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ). Eles concluíram que o reator com alta taxa de OD obteve um crescimento as rápido de *Nitrosomonas*, menor porosidade, aumento no tamanho dos grânulos e maior produção de EPS, o outro reator, de baixo OD demorou 5 vezes mais tempo para alcançar as mesmas características físicas dos grânulos.

#### 4.5 Desempenho dos reatores na remoção de matéria orgânica

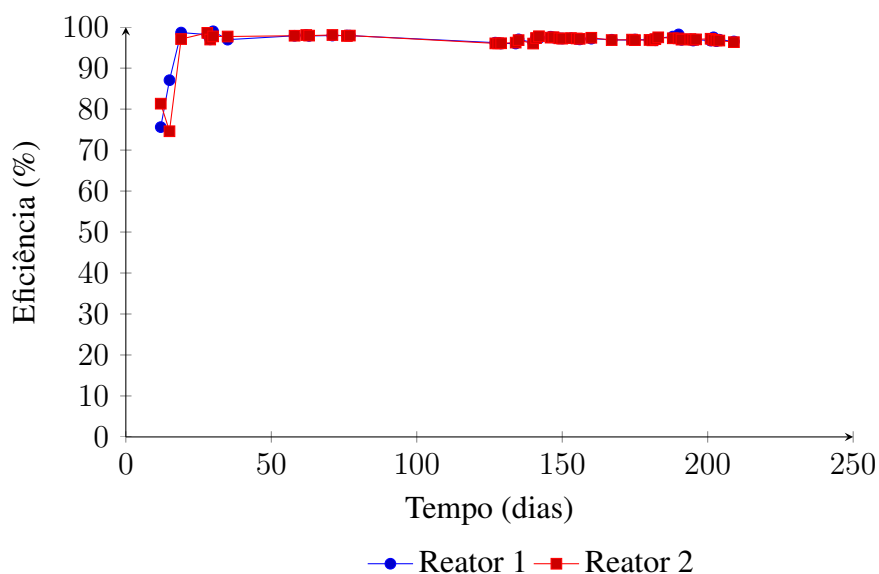
Em relação ao desempenho de remoção DQO solúvel ( $\text{DQO}_s$ ) os dois reatores apresentaram excelentes resultados e estabilidade à partir de 30 dias de operação. Na Tabela 11 são apresentados os valores da DQO do afluente e da  $\text{DQO}_s$  remanescente nos reatores e na Figura 4.17 a eficiência de remoção da  $\text{DQO}_s$  de R1 e R2 sendo,  $96,53\% \pm 3,51$  e  $96,34\% \pm 4,02$  a média dessa eficiência respectivamente de cada reator.

Tabela 11: Concentrações de DQO afluente e efluente aos reatores

Parâmetro	Unidade	Afluente	R1 Efluente	R2 Efluente
DQO	$\text{mg. O}_2\cdot\text{L}^{-1}$	$2647 \pm 300,23$	-	-
$\text{DQO}_s$	$\text{mg. O}_2\cdot\text{L}^{-1}$	-	$69 \pm 12,79$	$71 \pm 8,74$

Fonte: A autora (2021)

Figura 4.17: Eficiência da remoção de DQO



Fonte: da Autora (2021).

Outra observação importante acerca dessa análise é que o reator 02, de lodo granular, manteve-se estável na remoção de DQO, apesar da perda de sólidos durante a redução do tempo de sedimentação para favorecimento da granulação. Outros autores encontraram resultados semelhantes, He, Xie et al. (2021a) operou um RBS com LGA por 220 dias visando a remoção de amônio. Eles coletaram as amostras em etapas diferentes da operação do reator para avaliar a influência da concentração de nitrogênio e a concentração de DQO, durante o período de pesquisa eles alcançaram um valor médio de 80% de eficiência de remoção.

He, Xie et al. (2021b), avaliaram os efeitos da presença do antibiótico oxitetraciclina em sistemas com LGA. Nesse estudo foram utilizados 4 RBS em escala de bancada e cada reator foi inoculado com o lodo em um estado de granulação. Os reatores que alcançaram os melhores resultados em relação as análises físico-químicas realizadas foram os que possuíam grânulos menores. Em relação a DQO, a média de remoção encontrada foi de 91,13 e 94,94% e em relação a remoção de oxitetraciclina, os reatores com grânulos menores/incompletos com a presença de lodo floculento na mistura também obtiveram resultados melhores do que os reatores com granulação completa. Segundo He, Xie et al. (2021b), a mistura de proporções de flocos com lodo granular maduro resultou em menor quantidade de lodo gerada, podendo diminuir custos e tempo para aplicação em casos reais.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados relativos a análise de DBO do afluente e de  $DBO_{solúvel}$  do efluente de cada de reator, ambos os reatores obtiveram sucesso na remoção de  $DBO_{solúvel}$ , o R1 alcançou uma eficiência de 97,06% e o R2 97,52% sendo que a remoção de  $DBO_s$  assim como a de  $DBO_s$  manteve-se estável durante toda a operação. Considerando a resolução 430/2011 do CONAMA (RESOLUÇÃO..., 2011), onde são determinados os padrões para lançamento de efluentes, temos que para o lançamento de efluente a remoção de  $DBO_5$  precisa ser de no mínimo 60%, ou seja o efluente tratado no aparato atende aos padrões determinados.

Tabela 12: Concentrações de DBO afluente e efluente aos reatores

Parâmetro	Unidade	Afluente	R1 Efluente	R2 Efluente
DBO	$mgO_2.L^{-1}$	$1535 \pm 30,30$	-	-
$DBO_s$	$mgO_2.L^{-1}$	-	$45 \pm 5,03$	$38,00 \pm 2,30$

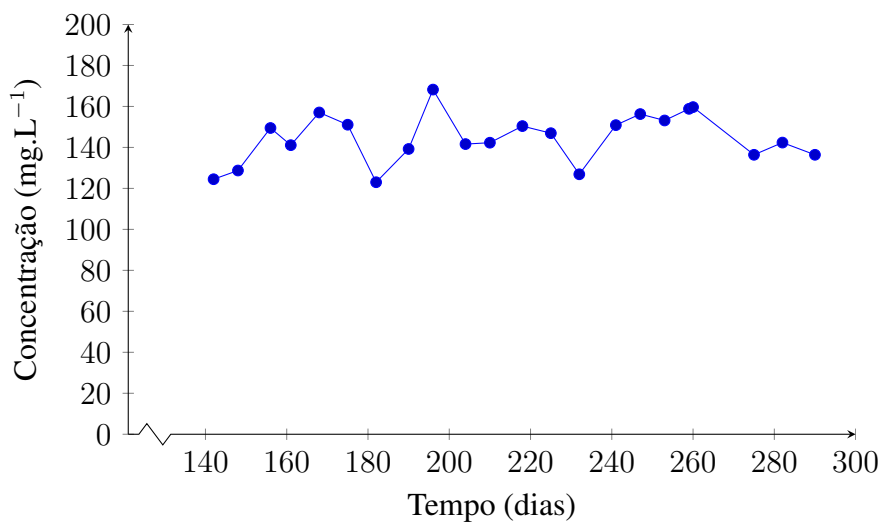
Fonte: A autora (2021)

## 4.6 Remoção de Nutrientes

As análises da remoção de fósforo do sistema foram realizadas através do acompanhamento da concentração de fósforo total e iniciaram-as por volta do dia 140 após o início da operação dos

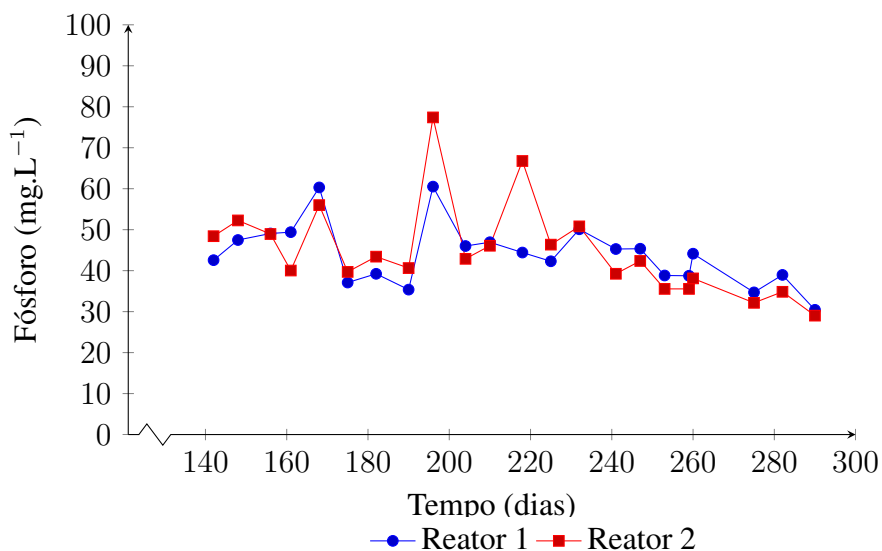
reatores. Na Figura 4.18 é apresentado a concentração de fósforo total no efluente sintético de laticínio, já na Figura 4.19 é apresentado os valores relativos ao efluente tratado. Novamente, os reatores se comportaram de forma semelhante, apresentando variações parecidas durante toda a operação.

Figura 4.18: Fósforo Afluente



Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.19: Fósforo Remanescente Reatores

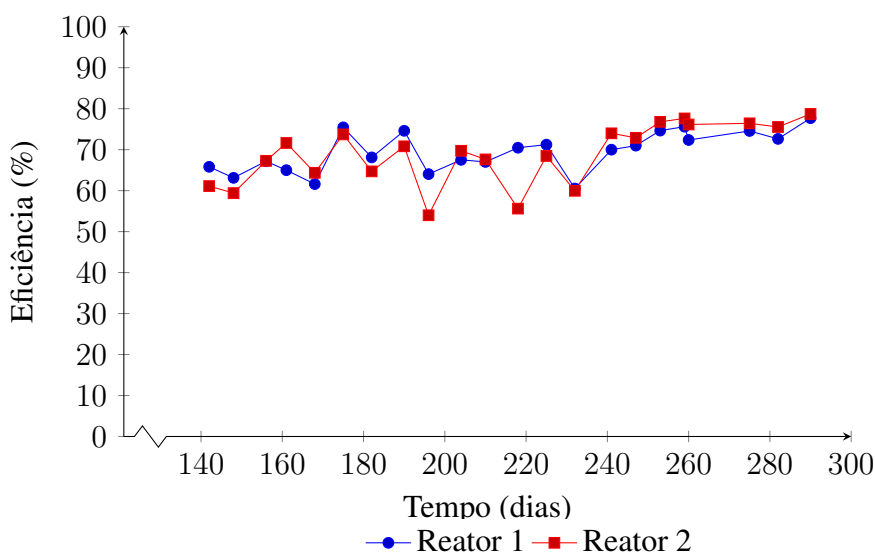


Fonte: da Autora (2021).

Ambos os reatores alcançaram uma eficiência de remoção de fósforo total de aproximadamente 70% conforme mostrado na Figura 4.20. Esperava-se que o R2 obtivesse uma remoção mais

expressiva que o R1, porém como foi mostrado na Figura 4.11, os grânulos possuíam diâmetros variados e alguns estavam bem pequenos, o que provavelmente fez com que as camadas internas do LGA tivessem uma espessura pequena, como a remoção de fósforo necessita da variação entre condições aeróbias e anaeróbias, o grânulo pequeno prejudica esse acontecimento. Um fator que chama atenção nessa análise foi o R1 ter alcançado uma boa remoção de fósforo, equivalente ao R2. Provavelmente a atuação dos microrganismos acumuladores de fosfato no R1 foi mais intensa que no outro reator por isso essa semelhança nas eficiências analisadas mesmo com as diferenças operacionais empregadas nos reatores.

Figura 4.20: Eficiência da remoção de fósforo



Fonte: da Autora (2021).

Yu et al. (2021), também alcançaram uma remoção média de aproximadamente 70% de fósforo na pesquisa que desenvolveram utilizando LGA para remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de um efluente doméstico. Já Campo et al. (2020) avaliaram a viabilidade de obter altas remoções de carbono, nitrogênio e fósforo utilizando LGA em efluentes domésticos com baixa relação de C/N. Em relação ao fósforo eles alcançaram uma remoção média de 96% considerando todas as fases da pesquisa que desenvolveram.

De um modo geral, a remoção de fósforo foi boa nos dois reatores, porém analisando o fósforo remanescente ainda seria necessário melhorar o desempenho do sistema. O R2 teve dois picos de instabilidade como mostrado na Figura 4.19, mas nos últimos ensaios o reator apresentava uma tendência de melhora do desempenho nesse parâmetro. O fato do R1 não operar com LGA e mesmo assim alcançar a mesma eficiência mostrou que nas condições de operação proposta não houve variação significativa entre tipos de lodos.

Os reatores apresentaram algumas oscilações durante as análises relacionadas as formas nitro-

genadas (Tabela 13). A remoção de nitrogênio amoniacal e de nitrito obtiveram bons resultados durante todo o período de análise, mas houve concentração de nitrito em períodos diferentes entre os reatores, provocando instabilidade no sistema. Em relação a concentração de nitrato, ambos os reatores apresentaram resultados semelhantes, porém o R2 obteve maior regularidade durante todo o período de pesquisa.

Tabela 13: Série de Nitrogênio

Parâmetro	Unidade	Afluente	R1 Efluente	R2 Efluente
Nitrogênio Amoniacal	mgNH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	3,43 ± 2,78	0,21 ± 0,55	0,18 ± 0,72
Nitrito	mgNO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	0,044 ± 0,030	0,20 ± 0,11	0,17 ± 0,43
Nitrato	mgNO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	32,44 ± 11,16	15,32 ± 6,64	18,12 ± 9,07

Fonte: A autora (2021)

Os reatores obtiveram 100% de remoção do nitrogênio amoniacal durante a maior parte da pesquisa. Apenas durante o período de ensaio compreendido entre os dias 225 e 241 houve um indicativo da presença de amônia no efluente tratado dos reatores, fazendo a eficiência cair para 94% em R1 e 99% em R2. Esse período coincidiu com a instabilidade do SST de ambos os reatores, sendo que R1 foi o mais afetado. Já o nitrito, apesar de ser uma etapa rápida da série de nitrogênio, também teve um período de acumulação no efluente tratado indicando que as bactérias oxidantes de nitrito não estavam conseguindo realizar a conversão à nitrato. Apesar disso, pode-se afirmar que a nitrificação ocorreu de forma eficiente nos dois reatores.

Já a desnitrificação apresentou alguns problemas, evidenciando questões já mencionadas anteriormente, como a fato dos grânulos formados estarem pequenos, o que pode ter comprometido a remoção do nitrogênio. O reator 01 apresentou eficiência de remoção de 51% de nitrato e a o reator 02 de 46%. Considerando as eficiências, o lodo granular apresentou uma remoção mais baixa de nitrato, porém é necessário considerar que o R2 obteve mais êxito na nitrificação aumentando a concentração de nitrato no reator. Sobre a remoção de nitrogênio Kjeldahl (NTK), o sistema apresentou um resultado melhor em R2 do que em R1, foram 44% contra 29% respectivamente.

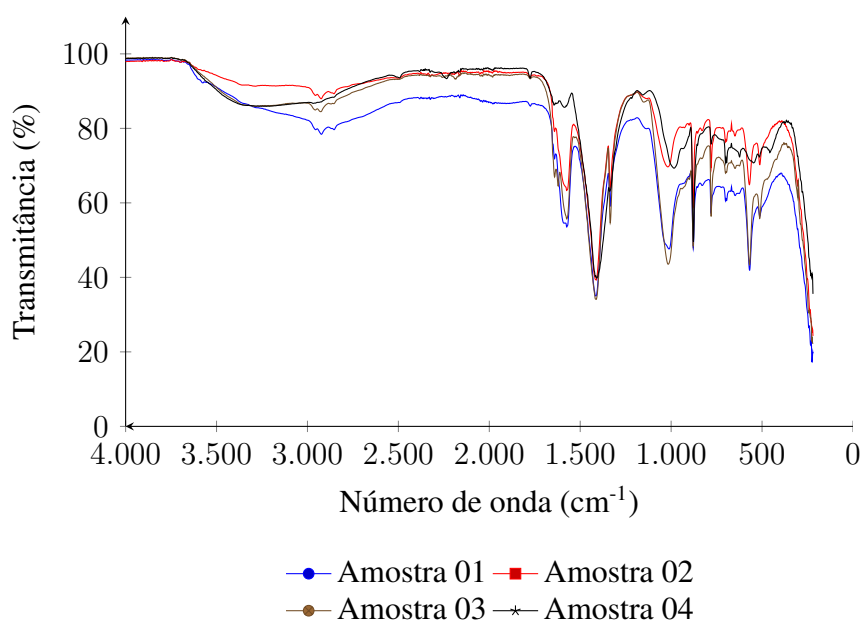
Outros estudos relataram essa mesma situação envolvendo LGA, onde a nitrificação ocorreu de forma eficiente e a desnitrificação não, tornando-a uma etapa limitante da remoção de nitrogênio devido a falta da zona anóxica no LGA (fruto do grânulo pequeno) e/ou falta de carbono no afluente sintético já que o carbono presente possivelmente foi consumido na zona aeróbia no R2 e na fase aeróbia no R1. Talvez uma estratégia operacional que poderia aumentar a eficiência da desnitrificação fosse fornecer uma fonte extra de carbono para os reatores (CHEN, F. Y. et al., 2013).

É interessante comentar também que há uma outra pesquisa sendo desenvolvida no laboratório de saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da UFU em continuidade à este trabalho. Nesta nova pesquisa está sendo operado dois reatores em paralelo com lodo granular, mas um deles é alimentado com o efluente sintético de laticínios (mesma formulação utilizada na presente pesquisa) e o segundo com efluente sanitário coletado diretamente na ETE do DMAE - Uberlândia. Este segundo reator utilizou como inóculo os grânulos formados no primeiro reator, mas após apenas alguns dias de operação, o tamanho dos grânulos alimentados com efluente sanitário se tornou muito maior. Dessa forma, a composição do efluente sintético de laticínio pode inibir o crescimento dos grânulos e pode ser avaliada em pesquisas posteriores.

#### **4.7 Análise FTIR do EPSs extraído**

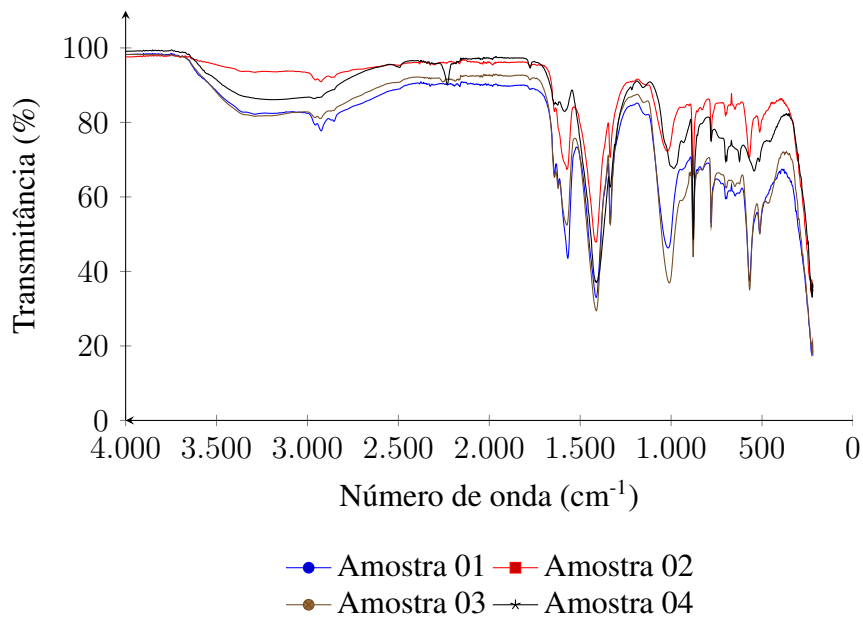
Durante o mês de Maio/2021, foram realizadas as extrações de EPSs do lodo dos dois reatores. E para a identificação e análise dos grupos funcionais do EPS realizado o FTIR, os espectros obtidos da análise são apresentados nas Figuras 4.21 e 4.22 correspondentes aos reatores 01 e 02 respectivamente. Os espectros possuíam características semelhantes mostrando apenas pequenas diferenças constituintes ao longo das análises. As bandas espectrais predominantes nas amostras do reator 01 foram Aminas e Amidas primárias e secundárias (dobramento),  $1573 - 1574 \text{ cm}^{-1}$  (ZHU et al., 2012; PAVIA et al., 2016; YIN et al., 2019), Aminas,  $1415 - 1021 \text{ cm}^{-1}$  (PAVIA et al., 2016). Ou seja, as proteínas eram um dos principais componentes presentes no EPS analisado no R1. Foram observados picos entre  $2900 - 2800 \text{ cm}^{-1}$  representando a presença de Aldeído. Pequenas vibrações foram observadas entre  $1350 - 1000 \text{ cm}^{-1}$  identificando Aminas (PAVIA et al., 2016). Nas Figuras 4.23, 4.24, 4.25 e 4.26 são apresentados detalhadamente os espectros obtidos em cada amostra do R1.

Figura 4.21: Análise FTIR EPS R1



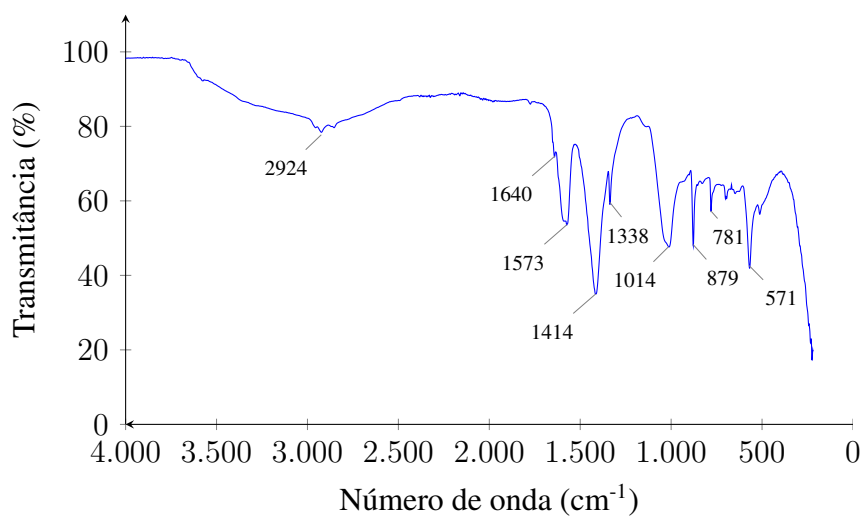
Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.22: Análise FTIR EPS R2



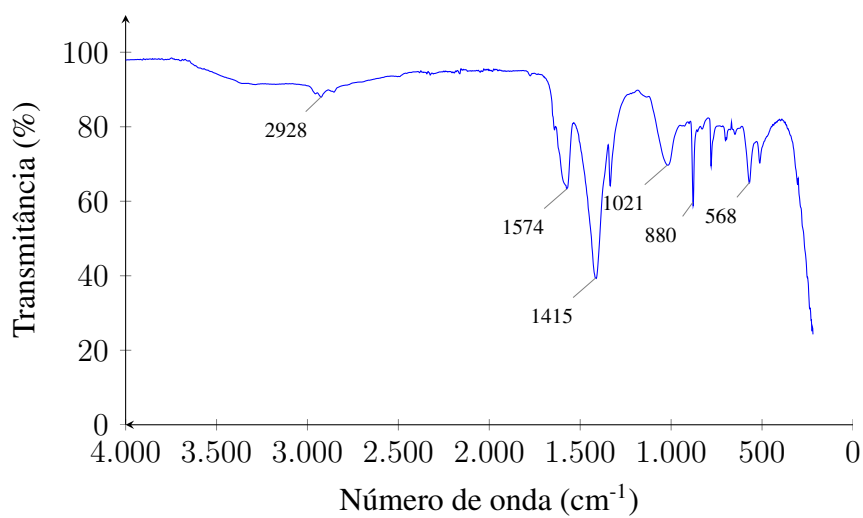
Fonte: da Autora (2021).

Figura 4.23: FTIR R1 Amostra 01



Fonte: A Autora (2021).

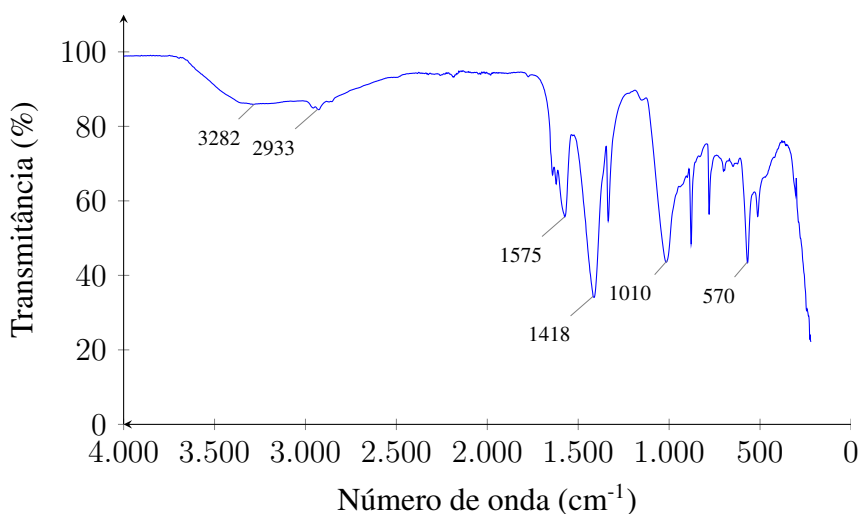
Figura 4.24: FTIR R1 Amostra 02



Fonte: A Autora (2021).

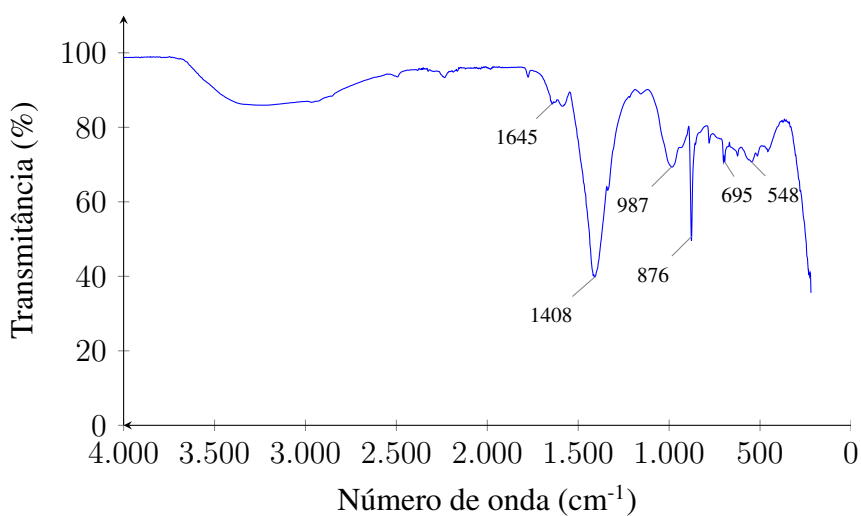


Figura 4.25: FTIR R1 Amostra 03



Fonte: A Autora (2021).

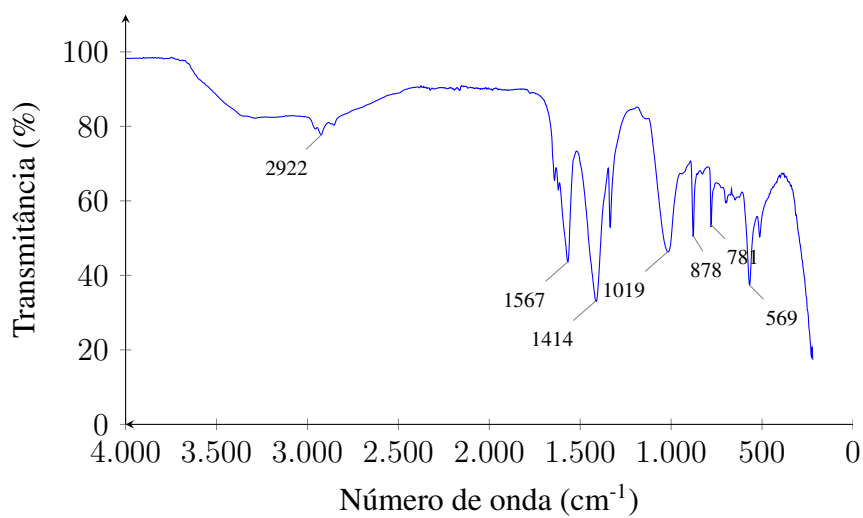
Figura 4.26: FTIR R1 Amostra 04



Fonte: A Autora (2021).

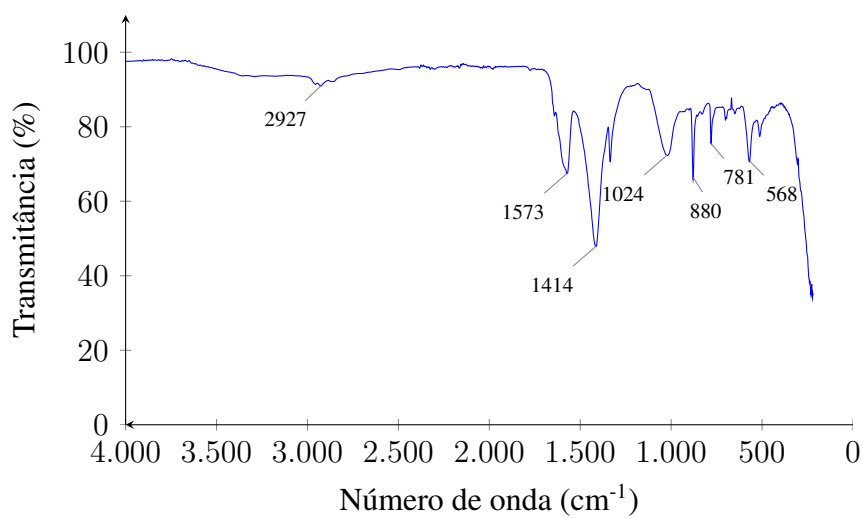
Já na amostra do reator 02, foram identificados picos entre 3500 - 3100  $\text{cm}^{-1}$  que referem-se a presença de Aminas e Amidas primárias e secundárias, assim como no R1 a amostra apresentou picos entre 2900 - 2800  $\text{cm}^{-1}$  referente a presença de Aldeído. Um pico acentuado nas amostras em 1414  $\text{cm}^{-1}$  representa a presença de Aminas no EPS analisado. Metade das amostras analisadas do R2 apresentou pico por volta de 1578  $\text{cm}^{-1}$  o que mostra novamente a presença de Aminas e Amidas primárias e secundárias (PAVIA et al., 2016; YIN et al., 2019). Nas Figuras 4.27, 4.28, 4.29, e 4.30 são apresentados detalhadamente os espectros obtidos em cada amostra do R2.

Figura 4.27: FTIR R2 Amostra 01



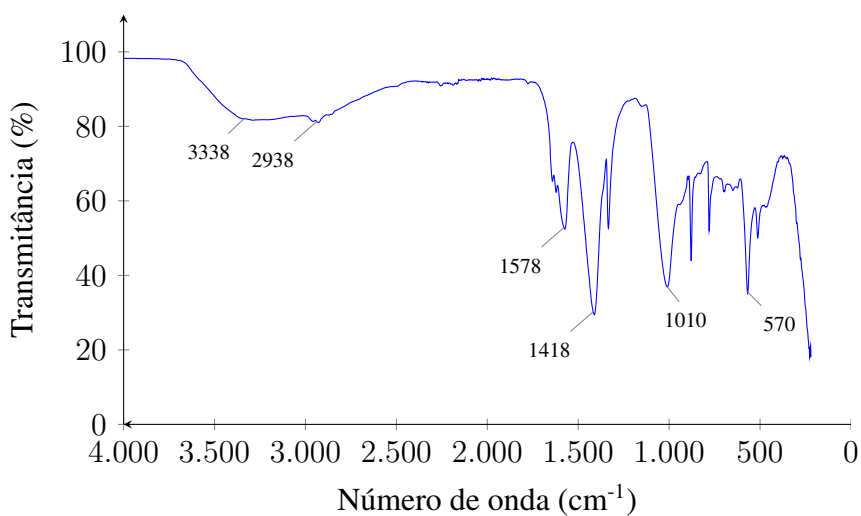
Fonte: A Autora (2021).

Figura 4.28: FTIR R2 Amostra 02



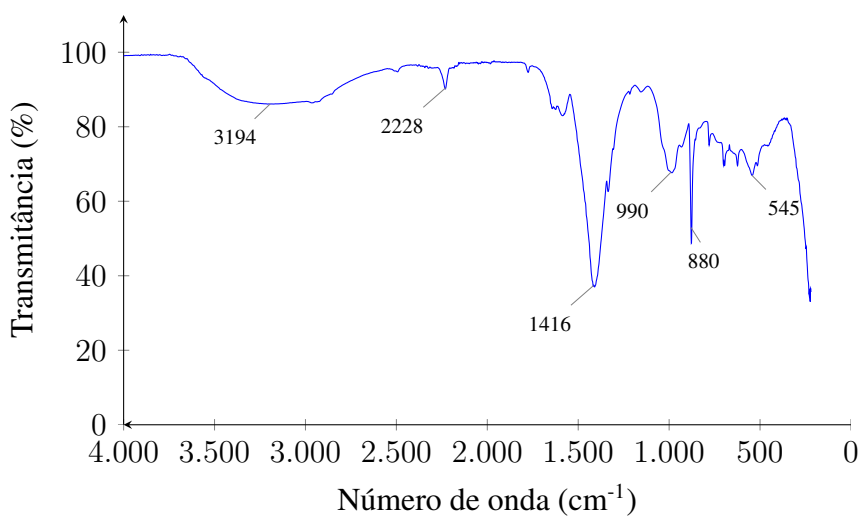
Fonte: A Autora (2021).

Figura 4.29: FTIR R2 Amostra 03



Fonte: A Autora (2021).

Figura 4.30: FTIR R2 Amostra 04



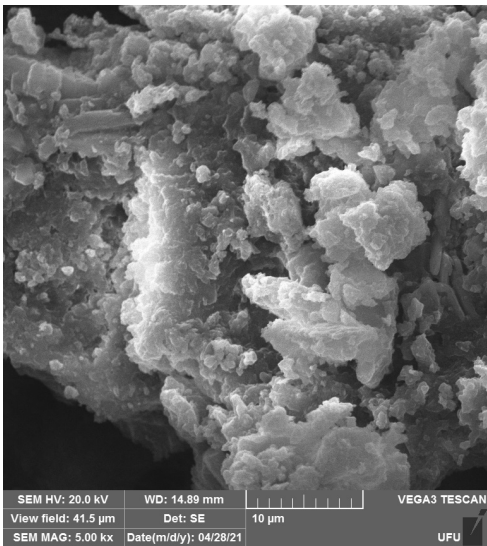
Fonte: A Autora (2021).

## 4.8 Análises fotográficas e MEV

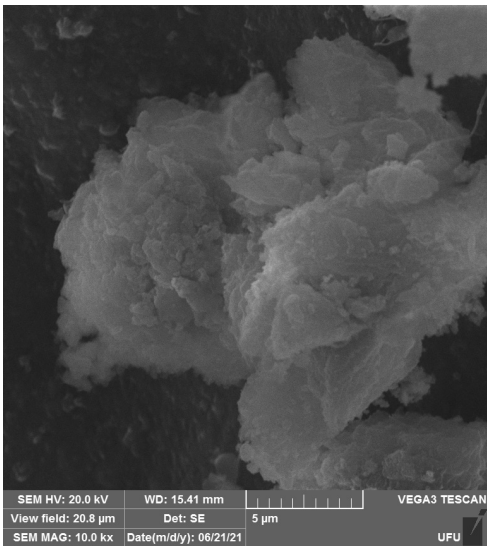
A microestrutura da biomassa dos reatores 01 e 02 foi analisada a partir de microscopia eletrônica de varredura (MEV). Nas Figuras 4.31 e 4.32 são apresentadas as imagens obtidas pelo MEV entre abril e junho/2021. A biomassa do reator 02 apresentou uma estrutura mais compacta em relação ao do R1.

Figura 4.31: MEV R1

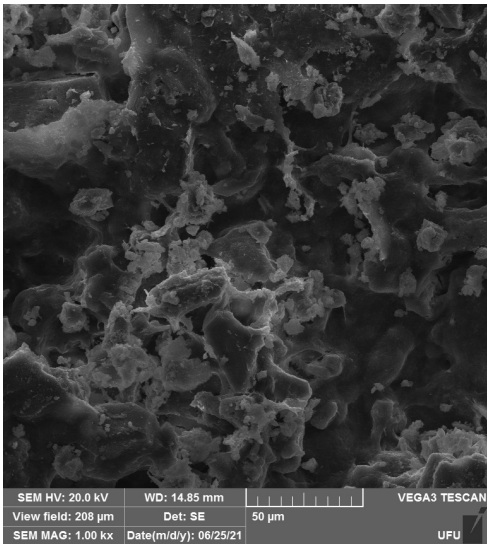
(a) Reator 01 - amostra de 28/04/2021



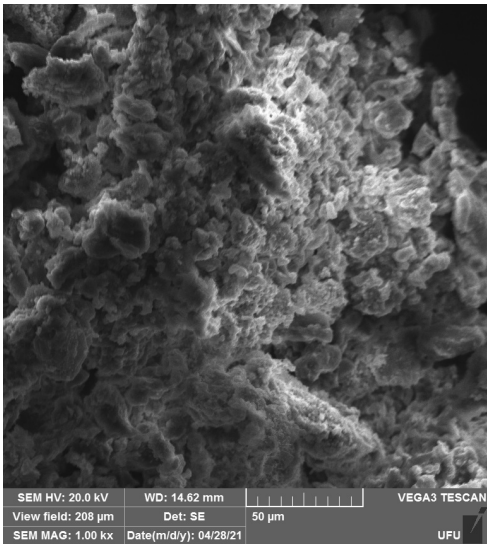
(b) Reator 01 - amostra 21/06/2021



(c) Reator 01- amostra de 25/06/2021

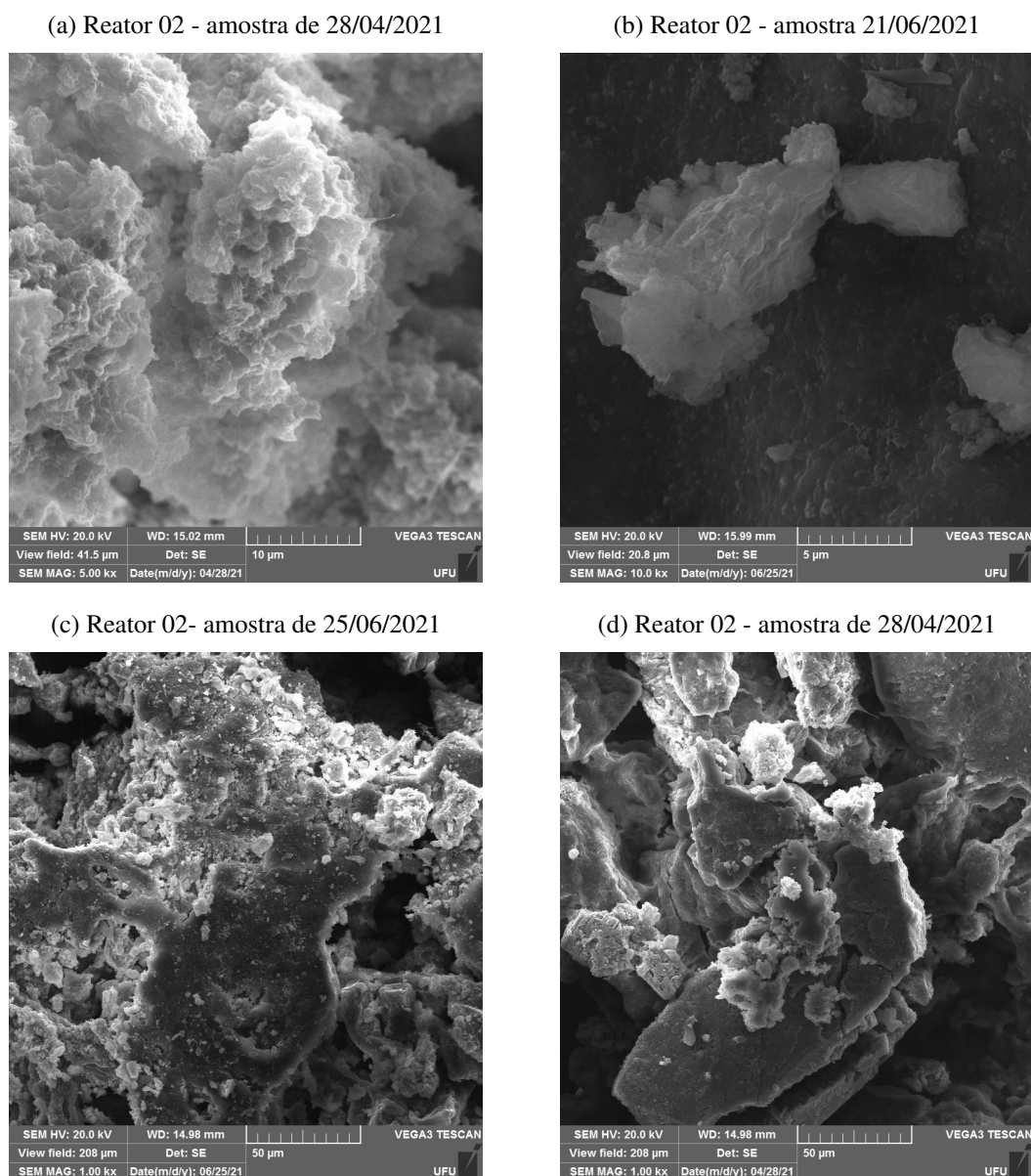


(d) Reator 01 - amostra de 28/04/2021



Fonte: A autora.

Figura 4.32: MEV R2



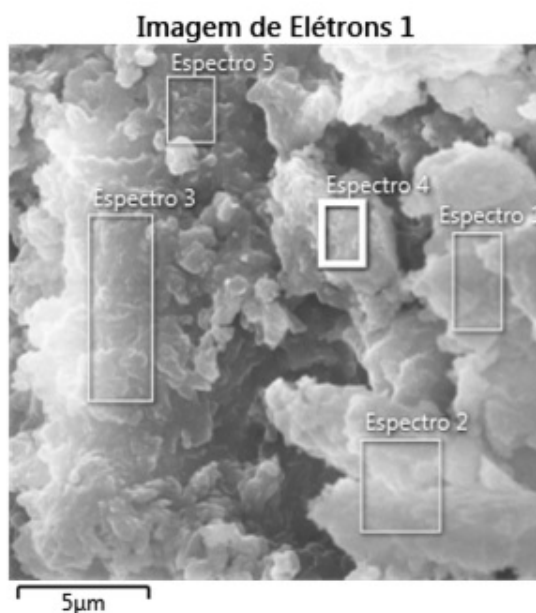
Fonte: A autora.

Além disso, através das análises do MEV foram realizadas a espectroscopia de raios X por energia dispersiva (EDX) onde foi detectado os elementos químicos presentes nas amostras de lodo, as Figuras 4.33 e 4.34 apresentam os espectros analisados de duas amostras do R1 e do R2 respectivamente e as Figuras 4.35 e 4.36 apresentam os gráficos fornecidos pelo equipamento referentes aos espectros do R1 e do R2 respectivamente e no Apêndice A (item 5.1) são apresentados outros resultados referentes a essas análises. As marcações de espectros apontam os locais onde foram realizados o EDX e o gráfico corresponde a parte analisada.

As duas amostras mostram elementos químicos presentes no efluente sintético, mas na amostra analisada do reator 02 o fósforo predomina na amostra. Este resultado indica uma elevada con-

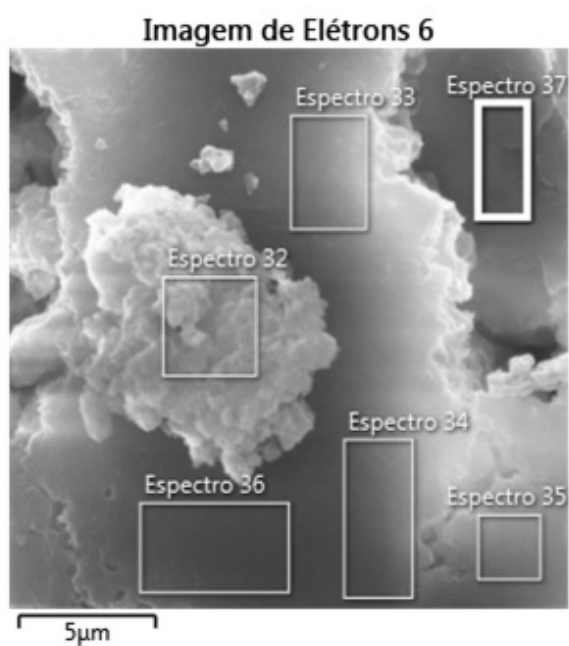
centração de fósforo no lodo o que é desejado em relação à remoção biológica deste nutriente, visto que a principal rota de remoção de fósforo é pelo lodo. No entanto, esta maior concentração, não refletiram em maior eficiência de remoção deste parâmetro por meio das análises realizadas na seção 4.6.

Figura 4.33: Espectro amostra reator 01



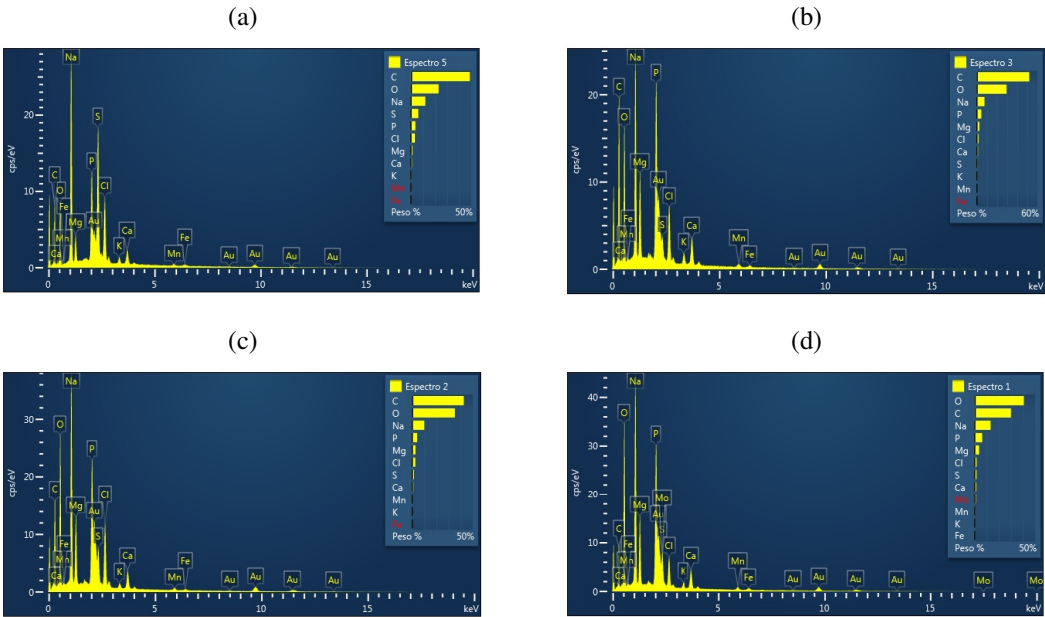
Fonte: A autora.

Figura 4.34: Espectro amostra reator 02



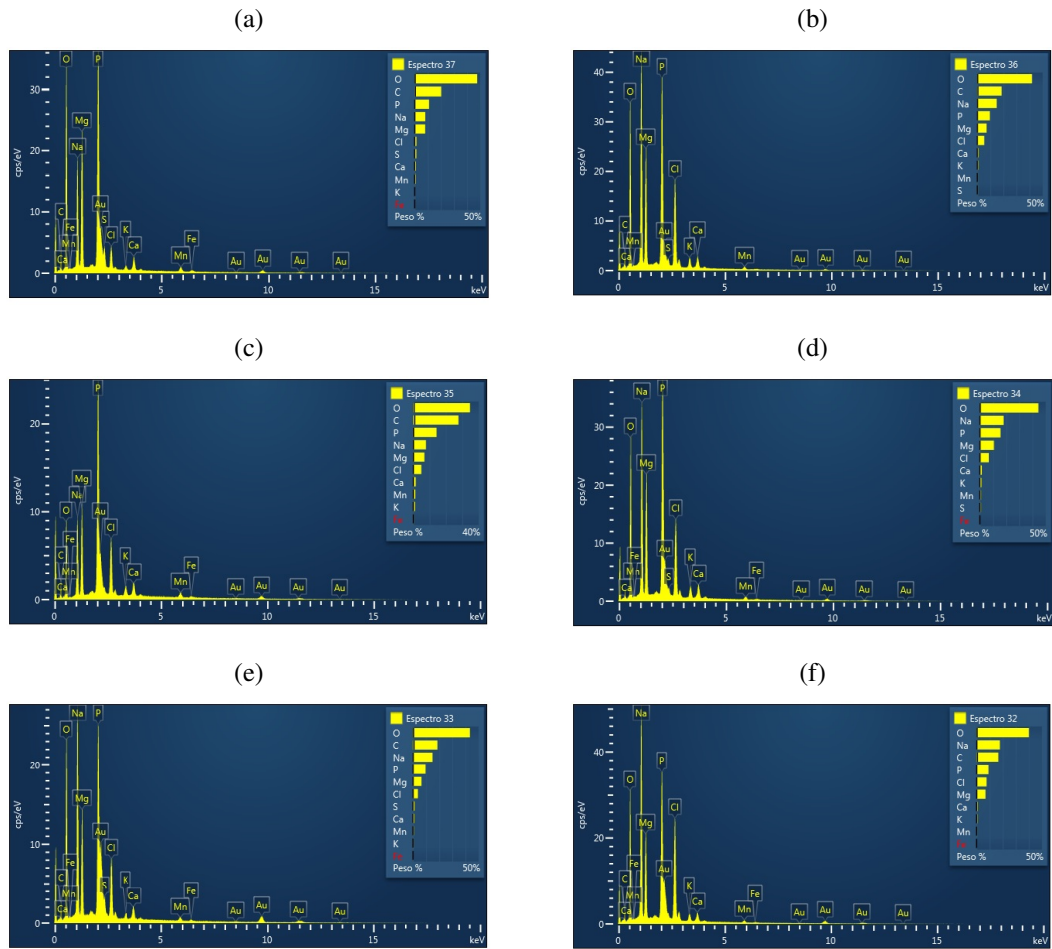
Fonte: A autora.

Figura 4.35: Gráfico Espectro Reator 01



Fonte: A autora.

Figura 4.36: Gráfico Espectro Reator 02



Fonte: A autora.



## 5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na pesquisa mostraram a possibilidade de formação de lodo granular aeróbio com efluente sintético de laticínios. O diâmetro do lodo granular formado foi pequeno, mas apresentou elevada velocidade de sedimentação, bem como valores reduzidos de IVL.

A biomassa constituída no reator com LGA apresentou elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, com valores de eficiência superiores a 95%, semelhantemente ao reator com lodo floculento, e manteve-se essa eficiência estável durante toda a pesquisa, mesmo com a perda de sólidos ocorrida durante o processo de seleção da biomassa (redução do tempo de sedimentação).

Em relação a remoção de nitrogênio, o lodo granular conseguiu remover pelo menos 99% do nitrogênio amoniacal durante toda pesquisa, indicando que o processo de nitrificação aconteceu satisfatoriamente, com uma pequena vantagem do lodo granular sobre o lodo floculento. Em relação à remoção de nitrogênio Kjeldahl, o lodo granular também apresentou uma eficiência superior, porém a desnitrificação pode ter sido prejudicada devido ao tamanho reduzido dos grânulos formados, limitando a zona anóxica.

Em relação ao fósforo, ambos os reatores alcançaram eficiências superiores a 70%, não havendo diferenças significativas entre os tratamentos. No entanto, a análise de espectroscopia de raios X por energia dispersiva mostrou uma elevada concentração deste elemento no lodo granular, o que poderia implicar em maior remoção.

### 5.1 Sugestões de trabalhos futuros

- Controlar o fluxo de OD nos reatores, aumentando o período anóxico para investigar a influência na remoção de nutrientes;
- Investigar a comunidade bacteriana do lodo granular aeróbio;
- Avaliar os componentes do efluente de laticínios que dificultam o crescimento dos grânulos aeróbios;
- Estudar a estabilidade dos grânulos tratando efluente industrial real;
- Avaliar a utilização de RBS mistos 50% biomassa floculenta e 50% biomassa granular aeróbia.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB HALIM, Mohd Hakim et al. Influence of high temperature on the performance of aerobic granular sludge in biological treatment of wastewater. **Journal of Environmental Management**, Elsevier Ltd, v. 184, p. 271–280, 2016. ISSN 10958630. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.09.079.
- ADAV, S. S.; LEE, D. J.; SHOW, K. Y. et al. Aerobic granular sludge: Recent advances. **Biotechnology Advances**, v. 26, n. 5, p. 411–423, 2008. ISSN 07349750. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2008.05.002.
- ADAV, Sunil S.; LEE, Duu Jong; LAI, J. Y. Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 77, n. 1, p. 175–182, 2007. ISSN 01757598. DOI: 10.1007/s00253-007-1125-3.
- AHMAD, Talha et al. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science and Technology**, Elsevier, v. 88, April, p. 361–372, 2019. ISSN 09242244. DOI: 10.1016/j.tifs.2019.04.003.
- AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 8, p. 1709–1721, 2006. ISSN 13595113. DOI: 10.1016/j.procbio.2006.03.033.
- BAKARAKI TURAN, Nouha; SARI ERKAN, Hanife; ONKAL ENGIN, Guleda. Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate and identification. **Process Safety and Environmental Protection**, Institution of Chemical Engineers, v. 146, p. 77–84, 2021. ISSN 09575820. DOI: 10.1016/j.psep.2020.08.039.
- BEUN, J. J. et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1999. ISSN 00431354. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00463-1.
- BLANCO-AGUILERA, R. et al. CFD simulation of a novel anaerobic-anoxic reactor for biological nutrient removal: Model construction, validation and hydrodynamic analysis based on OpenFOAM®. **Chemical Engineering Science**, Elsevier Ltd, v. 215, n. 40, p. 115390, 2019. ISSN 00092509. DOI: 10.1016/j.ces.2019.115390.
- BRASIL, Secretaria Nacional de Saneamento - SNS. **Estabilidade e desempenho de lodo granular aeróbio no tratamento de efluentes complexos**. 2020. Tese – Ministério do Desenvolvimento Regional.
- CAI, Wei et al. Influence of ferrous iron dosing strategy on aerobic granulation of activated sludge and bioavailability of phosphorus accumulated in granules. **Bioresource Technology Reports**, Elsevier Ltd, v. 2, n. 2017, p. 7–14, 2018. ISSN 2589014X. DOI: 10.1016/j.biteb.2018.03.004.

CAMPO, Riccardo et al. Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal from low C/N real domestic wastewater with aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 305, November 2019, p. 122961, 2020. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.122961.

CARVALHEIRA, Mónica et al. The effect of substrate competition on the metabolism of polyphosphate accumulating organisms (PAOs). **Water Research**, v. 64, p. 149–159, 2014. ISSN 18792448. DOI: 10.1016/j.watres.2014.07.004.

CARVALHO, Marta Cristina Silva et al. Combined Use Of  $O_3/H_2O_2$  and  $O_3/Mn^{2+}$  in Flotation of Dairy Wastewater. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Scielo Brasil, v. 184, 2018. ISSN 1980-993X. DOI: doi:10.4136/ambi-agua.2078.

CHEN, Fang Yuan et al. Alternating Anoxic/oxic Condition Combined With Step-feeding Mode for Nitrogen Removal in Granular Sequencing Batch Reactors (GSBRs). **Separation and Purification Technology**, Elsevier Ltda, v. 105, p. 6, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.12.015>.

CHEN, Yingyun et al. Insight into Formation and Biological Characteristics of *Aspergillus tubingensis*-based Aerobic Granular Sludge (AT-AGS) in Wastewater Treatment. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 739, p. 10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140128>.

CORSINO, Santo Fabio; BIASE, Alessandro di et al. Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, v. 226, p. 150–157, 2017. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.12.026.

CORSINO, Santo Fabio; CAPODICI, Marco et al. Fate of aerobic granular sludge in the long-term: The role of EPSs on the clogging of granular sludge porosity. **Journal of Environmental Management**, Elsevier Ltd, v. 183, p. 541–550, 2016. ISSN 10958630. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.09.004.

CORSINO, Santo Fabio; TRAPANI, Daniele di et al. Aerobic Granular Sludge Treating High Strength Citrus Wastewater: Analysis of pH and Organic Loading Rate Effect on Kinetics, Performance and Stability. **Journal of Environmental Management**, Elsevier Ltda, v. 214, p. 12, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.087>.

DANGCONG, P. et al. Aerobic granular sludge - A case report. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 890–893, 1999. ISSN 00431354. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00443-6.

DANIEL, Devanir Donizeti. **Avaliação de Processos Biológicos Utilizados no Tratamento de Efluentes de Laticínios**. 2008. Dissertação – Universidade de Ribeirão Preto.

DE KREUK, M. K.; PICIOREANU, C. et al. Kinetic model of a granular sludge SBR: Influences on nutrient removal. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 97, n. 4, p. 801–815, 2007. DOI: 10.1002/bit.21196.

DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 6, p. 694–697, 2006. ISSN 0733-9372. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:6(694).

DE PAULA, F. C. **Polihidroxicanoatos (PHAs): bioprospecção de micro-organismos e produção a partir de glicerol**. 2012. Tese – Universidade Estadual Paulista.

DIJK, Edward van; PRONK, Mario; LOOSDRECHT, Mark van. A settling model for full-scale aerobic granular sludge. **Water Research**, Elsevier Ltd, v. 186, p. 116135, 2020. ISSN 00431354. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116135.

DONG, Jingjing et al. Evolution and functional analysis of extracellular polymeric substances during the granulation of aerobic sludge used to treat p-chloroaniline wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 330, p. 596–604, 2017. ISSN 13858947. DOI: 10.1016/j.cej.2017.07.174.

DUARTE, Kalina Lígia de Souza. **Estabilidade e desempenho de lodo granular aeróbio no tratamento de efluentes complexos**. 2019. Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

DUTTA, Aparna; SARKAR, Sudipta. Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances. **Current Pollution Reports**, v. 1, n. 3, p. 177–190, 2015. ISSN 21986592. DOI: 10.1007/s40726-015-0016-y.

EGBUIKWEM, Precious N.; NAZ, Iffat; SAROJ, Devendra P. Appraisal of suspended growth process for treatment of mixture of simulated petroleum, textile, domestic, agriculture and pharmaceutical wastewater. **Environmental Technology (United Kingdom)**, Taylor & Francis, v. 0, n. 0, p. 1–16, 2019. ISSN 1479487X. DOI: 10.1080/09593330.2019.1609097.

EGBUIKWEM, Precious Nneka; MIERZWA, Jose Carlos; SAROJ, Devendra Prakash. Evaluation of aerobic biological process with post-ozonation for treatment of mixed industrial and domestic wastewater for potential reuse in agriculture. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, p. 124200, 2020. ISSN 09608524. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124200.

FAN, Xiao Yan et al. Shifts in bacterial community composition and abundance of nitrifiers during aerobic granulation in two nitrifying sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 251, December 2017, p. 99–107, 2018. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.12.038.

FRANCA, Rita D.G. et al. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, Elsevier, v. 36, n. 1, p. 228–246, 2018. ISSN 07349750. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2017.11.005.

GAO, Dawen; LIU, Lin et al. Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011. ISSN 07388551. DOI: 10.3109/07388551.2010.497961.

GAO, Shuxian; HE, Qiulai; WANG, Hongyu. Research on the aerobic granular sludge under alkalinity in sequencing batch reactors: Removal efficiency, metagenomic and key microbes. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 296, August 2019, p. 122280, 2020. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122280.

GERARDI, M. H. **Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process**. [S.l.: s.n.], 2002.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. **Water Research**, v. 39, n. 6, p. 1123–1133, 2005. ISSN 00431354. DOI: 10.1016/j.watres.2004.12.018.

GRAAFF, Danny R. de; LOOSDRECHT, Mark C.M. van; PRONK, Mario. Stable granulation of seawater-adapted aerobic granular sludge with filamentous Thiothrix bacteria. **Water Research**, Elsevier Ltd, v. 175, p. 115683, 2020. ISSN 18792448. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115683.

GUIOT, S. R.; PAUSS, A.; COSTERTON, J. W. A structured model of the anaerobic granule consortium. **Water Science and Technology**, v. 25, n. 7, p. 1–10, 1992. ISSN 02731223. DOI: 10.2166/wst.1992.0133.

HAMDANI, Ahmed et al. Carbon and nitrogen removal from a synthetic dairy effluent in a vertical flow fixed bed bioreactor. **Bioresource Technology Reports**, Elsevier Ltda, v. 12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100581>.

HAMZA, Rania Ahmed et al. Impact of food-to-microorganisms ratio on the stability of aerobic granular sludge treating high-strength organic wastewater. **Water Research**, Elsevier Ltd, v. 147, p. 287–298, 2018. ISSN 18792448. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.061.

HE, Q. et al. Enhanced simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Elsevier, v. 382, August 2019, p. 121043, 2020. ISSN 0304-3894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121043.

HE, Qiulai; XIE, Zhiyi et al. Interaction and Removal of Oxytetracycline With Aerobic Granular Sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 320, p. 11, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124358>.

\_\_\_\_\_. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 320, p. 11, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124358>.

HE, Qiulai; ZHANG, Wei et al. Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity. **Chemical Engineering Journal**, Elsevier B.V., v. 326, p. 1223–1231, 2017. ISSN 13858947. DOI: 10.1016/j.cej.2017.06.071.

HE, Su et al. Effect of Low Temperature on Highly Unsaturated Fatty Acid Biosynthesis in Activated Sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 211, p. 7, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.069>.

HENRIET, Olivier et al. Improving phosphorus removal in aerobic granular sludge processes through selective microbial management. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, v. 211, p. 298–306, 2016. ISSN 18732976. DOI: [10.1016/j.biortech.2016.03.099](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.099).

HENZE, Morgens et al. **Wastewater Treatment**. [S.l.: s.n.], 1997.

HREIZ, Rainier; LATIFI, M. A.; ROCHE, Nicolas. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. **Chemical Engineering Journal**, Elsevier B.V., v. 281, p. 900–920, 2015. ISSN 13858947. DOI: [10.1016/j.cej.2015.06.125](https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125).

HULSHOFF POL, L. et al. Cultivation Of Well Adapted Pelletized Methanogenic Sludge. **Biotechnology Letters**, v. 4, N.º 5, p. 329–332, 1982. ISSN 1098-6596. DOI: [10.1017/CBO9781107415324.004](https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004). arXiv: [arXiv:1011.1669v3](https://arxiv.org/abs/1011.1669v3).

HULSHOFF POL, L. W. et al. Granulation in UASB-reactors. **Water Science and Technology**, v. 15, n. 8-9, p. 291–304, 1983. ISSN 02731223.

IORHEMEN, Oliver Terna et al. Long-term aerobic granular sludge stability through anaerobic slow feeding, fixed feast-famine period ratio, and fixed SRT. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Elsevier, v. 8, n. 2, p. 103681, 2020. ISSN 22133437. DOI: [10.1016/j.jece.2020.103681](https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103681).

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELINSKI, M.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, p. 4199–4205, 2008. ISSN 1980-993X. DOI: [doi:10.1016/j.biortech.2007.08.077](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.077).

JENKINS, David; RICHARD, Michael G.; DAIGGER, Glen T. **Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems**. [S.l.: s.n.], 2003.

JETTEN, M. S. M. et al. Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria biochemistry and molecular biology of anammox bacteria M.S.M. Jetten et al. **Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology**, v. 44, n. 2-3, p. 65–84, 2009. ISSN 10409238. DOI: [10.1080/10409230902722783](https://doi.org/10.1080/10409230902722783).

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. [S.l.: s.n.], 2011.

KASPRZYK-HORDERN, Barbara; DINSDALE, Richard M.; GUWY, Alan J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. **Water Research**, Elsevier Ltd, v. 43, n. 2, p. 363–380, 2009. ISSN 00431354. DOI: [10.1016/j.watres.2008.10.047](https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.047).

KENT, Timothy R.; BOTT, Charles B.; WANG, Zhi Wu. State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. **Biotechnology Advances**, Elsevier, v. 36, n. 4, p. 1139–1166, 2018. ISSN 07349750. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2018.03.015.

KISHIDA, N. et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from high-strength industrial wastewater using aerobic granular sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 3, p. 153–158, 2009. ISSN 07339372. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(153).

KOLEV, Slavov. General Characteristics and Treatment Possibilities of Dairy Wastewater A Review. **Food Technology and Biotechnology**, v. 53, n. 2, p. 237–242, 2017. ISSN 1330-9862. DOI: 10.17113/ft.

KOSTER, I.W. et al. Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels. **Water Research**, v. 20, n. 12, p. 1561–1567, 1986. ISSN 0043-1354. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90121-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90121-1).

KREUK, M. K. de; PRONK, M.; LOOSDRECHT, M. C. M. van. Formation of Aerobic Granules And Conversion Processes in an Aerobic Granular Sludge Reactor at Moderate And Low Temperatures. **Water Research**, Elsevier Ltda, v. 39, p. 8, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>.

LETTINGA, G et al. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v. 22, p. 699–734, 1980.

LI, X. et al. Biological nutrient removal in a sequencing batch reactor operated as oxic / anoxic / extended-idle regime. **Chemosphere**, Elsevier Ltd, v. 105, p. 75–81, 2014. ISSN 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.12.043.

LIANG, Xue You; GAO, Bao Yu; NI, Shou Qing. Effects of magnetic nanoparticles on aerobic granulation process. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, v. 227, p. 44–49, 2017. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.12.038.

LIN, Y. M. et al. Sustainable polysaccharide-based biomaterial recovered from waste aerobic granular sludge as a surface coating material. **Sustainable Materials and Technologies**, Elsevier B.V., v. 4, p. 24–29, 2015. ISSN 22149937. DOI: 10.1016/j.susmat.2015.06.002.

LINLIN, Hu et al. The Formation and Characteristics of Aerobic Granules In Sequencing Batch Reactor (SBR) by Seeding Anaerobic Granules. **Process Biochemistry**, Elsevier Ltda, v. 40, p. 7, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>.

LIU, X. W.; SHENG, G. P.; YU, H. Q. Physicochemical characteristics of microbial granules. **Biotechnology Advances**, Elsevier Inc., v. 27, n. 6, p. 1061–1070, 2009. ISSN 07349750. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2009.05.020.

- LIU, Y.; TAY, J. H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 7, p. 533–563, 2004. ISSN 07349750. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2004.05.001.
- MANCA, Fabio et al. Nitrate removal and greenhouse gas production of woodchip denitrification walls under a humid subtropical climate. **Ecological Engineering**, Elsevier, v. 156, April, p. 105988, 2020. ISSN 09258574. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.105988.
- MARTINEZ, Alejandro Gonzalez et al. Start-up and Operation of an Aerobic Granular Sludge System Under Low Working Temperature Inoculated With Cold-adapted Activated Sludge from Finland. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 239, p. 9, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>.
- MAEIKIEN, Aura. Improving small-scale wastewater treatment plant performance by using a filtering tertiary treatment unit. **Journal of Environmental Management**, v. 232, November 2018, p. 336–341, 2019. ISSN 10958630. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.076.
- MELIA, Patrick M. et al. Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. **Chemosphere**, Elsevier Ltd, v. 186, p. 381–395, 2017. ISSN 18791298. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.089.
- MESSIAS, Raquel de Aquino. **Ozonização Catalítica de Efluente de Laticínio em Processo Semi-batelada com reciclo**. 2015. Dissertação – Universidade de São Paulo.
- METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. [S.l.]: McGraw Hill Education, 2014.
- MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-immobilization of aerobic activated sludge - A pilot study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in municipal sewage treatment. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 4-6, p. 981–990, 1991. ISSN 02731223.
- MORAIS, Ismarley Lage Horta. **Tratamento Biológico de Efluentes de Fábricas de Polpa Celulósica e Papel com Lodo Aeróbio Granular**. 2016. Tese – Universidade Federal de Viçosa.
- \_\_\_\_\_. **Tratamento com Lodo Aeróbio Granular de Efluentes de Fábricas de Papel**. 2011. Dissertação – Universidade Federal de Viçosa.
- MOREIRA, Francisca C. et al. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes. **Water Research**, Elsevier Ltd, v. 105, p. 251–263, 2016. ISSN 18792448. DOI: 10.1016/j.watres.2016.08.036.
- MORGENROTH, E. et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 3191–3194, 1997. ISSN 00431354. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00216-9.



MOTA, Ana Maria do Carmo. **Avaliação de um Sistsema Híbrido, Integrado de Lodo Ativado e Biofilme em Leito Móvel, para Tratamento de Esgotos Domésticos, Utilizando PVA-Gel como Meio Suporte**. 2015. Dissertação – Universidade de Brasília.

MUNIZ, Gustavo Lopes; BORGES, Alisson Carraro; SILVA, Teresa Cristina Fonseca da. Performance of natural coagulants obtained from agro-industrial wastes in dairy wastewater treatment using dissolved air flotation. **Journal of Water Process Engineering**, Elsevier, v. 37, June, p. 101453, 2020. ISSN 22147144. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101453.

NADAL, Bruno Alves. **Processos eletrolíticos e de nanofiltração para produção de água de reúso a partir de efluentes de laticínios**. 2018. Dissertação – Universidade de Passo Fundo.

NANCHARAIH, Y. V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 247, August 2017, p. 1128–1143, 2018. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.09.131.

NANCHARAIH, Yarlagadda V.; SARVAJITH, Manjunath. Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, Elsevier Ltd, v. 12, p. 57–65, 2019. ISSN 24685844. DOI: 10.1016/j.coesh.2019.09.011.

NGUYEN, P Y et al. A review of the biotransformations of priority pharmaceuticals in biological wastewater treatment processes. **Water Research**, Elsevier Ltd, p. 116446, 2020. ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116446.

ONU, Organização das Nações Unidas. **O desenvolvimento mundial da água das Nações Unidas - Relatório 2017**. 2017. Tese – Organização das Nações Unidas.

\_\_\_\_\_. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2020: água e mudança climática**. 2020. Tese – Organização das Nações Unidas.

PAVIA, D. L. et al. **Introdução à Espectroscopia**. [S.l.: s.n.], 2016.

PEREIRA, Magno do Santos et al. Dissolved air flotation optimization for treatment of dairy effluents with organic coagulants. **Journal of Water Process Engineering**, Elsevier, v. 36, April, p. 101270, 2020. ISSN 22147144. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101270.

PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, Elsevier, v. 9, p. 1–15, 2015. ISSN 22123717. DOI: 10.1016/j.wri.2014.11.002.

PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, Elsevier Ltd, v. 84, p. 207–217, 2015. ISSN 18792448. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.011.

PRONK, Mario et al. Aerobic granular biomass technology: Advancements in design, applications and further developments. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 4, p. 987–996, 2017. ISSN 1751231X. DOI: 10.2166/wpt.2017.101.

PURBA, Laila Dina Amalia et al. Various applications of aerobic granular sludge: A review. **Environmental Technology and Innovation**, Elsevier B.V., v. 20, p. 101045, 2020. ISSN 23521864. DOI: 10.1016/j.eti.2020.101045.

QIN, Lei et al. Microalgae consortia cultivation in dairy wastewater to improve the potential of nutrient removal and biodiesel feedstock production. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 9, p. 8379–8387, 2016. ISSN 16147499. DOI: 10.1007/s11356-015-6004-3.

QIN, Ronghua et al. Effects of exposure to polyether sulfone microplastic on the nitrifying process and microbial community structure in aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 302, December 2019, p. 122827, 2020. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.122827.

QUARTAROLI, Larissa. **Remoção Biológica de Nitrogênio Amoniacal de Efluentes com Alta Salinidade**. 2016. Tese – Universidade Federal de Viçosa.

R CORE TEAM. **R: A Language and environment for statistical computing**. [S.l.: s.n.], 2021.

REN, Xiaomin et al. The influence of Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> and magnet powder (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) on aerobic granulation and their mechanisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Elsevier Inc., v. 164, July, p. 1–11, 2018. ISSN 10902414. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.07.072.

RESOLUÇÃO Conama N<sup>o</sup> 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N<sup>o</sup> 357 de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. [S.l.: s.n.], 13 mai. 2011.

ROCKTASCHEL, T. et al. Influence of the Granulation Grade on The Concentration of Suspended Solids in the effluent of a Pilot scale Sequencing Batch Reactor Operated With Aerobic Granular Sludge. **Separation and Purification Technology**, Elsevier Ltda, v. 142, p. 7, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.013>.

ROLLEMBERG, Silvio Luiz de Sousa; BARROS, Amanda Nascimento de et al. Comparison of the dynamics, biokinetics and microbial diversity between activated sludge flocs and aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 294, September, p. 122106, 2019. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122106.

ROLLEMBERG, Silvio Luiz de Sousa; OLIVEIRA, Lorayne Queiroz de et al. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 278, January, p. 195–204, 2019. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.01.071.

ROUT, P. R.; BHUNIA, P.; DASH, R. R. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorous from domestic wastewater using *Bacillus cereus* GS-5 strain exhibiting heterotrophic nitrification, aerobic denitrification and denitrifying phosphorous removal. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 244, June, p. 484–495, 2017. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.186.

SAJJAD, Muhammad; KIM, Kwang Soo. Studies on the interactions of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  with EPS and their role in determining the physicochemical characteristics of granular sludges in SBR system. **Process Biochemistry**, Elsevier Ltd, v. 50, n. 6, p. 966–972, 2015. ISSN 13595113. DOI: 10.1016/j.procbio.2015.02.020.

SARMA, Saurabh Jyoti; TAY, Joo Hwa; CHU, Angus. Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. **Trends in Biotechnology**, Elsevier Ltd, v. 35, n. 1, p. 66–78, 2017. ISSN 18793096. DOI: 10.1016/j.tibtech.2016.07.003.

SCHIERANO, María C. et al. Horizontal subsurface flow constructed wetland for tertiary treatment of dairy wastewater: Removal efficiencies and plant uptake. **Journal of Environmental Management**, Elsevier Ltd, v. 272, June, p. 111094, 2020. ISSN 10958630. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111094.

SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11-12, p. 41–46, 2004. ISSN 02731223. DOI: 10.2166/wst.2004.0799.

SEVIOUR, R. J.; BLACKALL, L. L. **The Microbiology of Activated Sludge**. [S.l.: s.n.], 1999.

SGUANCI, S. et al. Long-term stability of aerobic granular sludge for the treatment of very low-strength real domestic wastewater. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier Ltd, v. 222, p. 882–890, 2019. ISSN 09596526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.03.061.

SHOW, Kuan Yeow; LEE, Duu Jong; TAY, Joo Hwa. Aerobic granulation: Advances and challenges. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 167, n. 6, p. 1622–1640, 2012. ISSN 02732289. DOI: 10.1007/s12010-012-9609-8.

SIVRIOGLU, Ozge; YONAR, Taner. Determination of the acute toxicities of physicochemical pretreatment and advanced oxidation processes applied to dairy effluents on activated sludge. **Journal of Dairy Science**, v. 98, n. 4, p. 2337–2344, 2015. ISSN 15253198. DOI: 10.3168/jds.2014-8278.

SONG, Zhiwei et al. Influence of Temperature on the Characteristics of Aerobic Granulation in Sequencing Batch Airlift Reactors. **Journal of Environmental Sciences**, Elsevier Ltda, v. 21, p. 5, 2009. DOI: 0.1016/S1001-0742(08)62263-9.

SUN, Yewei; ANGELOTTI, Bob et al. Feast/famine ratio determined continuous flow aerobic granulation. **Science of The Total Environment**, Elsevier B.V., v. 750, p. 141467, 2020. ISSN 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141467.

SUN, Yewei; GOMEIZ, Alison T. et al. Dynamic Response of Aerobic Granular Sludge to Feast and Famine Conditions in Plug Flow Reactors Fed With Real Domestic Wastewater. **Separation and Purification Technology**, Elsevier Ltda, v. 758, p. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sepat.2020.144155>.

WIATCZAK, Piotr; CYDZIK-KWIATKOWSKA, Agnieszka. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 2, p. 1655–1669, 2017. ISSN 16147499. DOI: 10.1007/s11356-017-0615-9.

TAO, Jia et al. Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. **Bioresource Technology**, v. 236, p. 60–67, 2017. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.03.106.

TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. **Letters in Applied Microbiology**, Elsevier Ltd, v. 33, n. 33, p. 222–226, 2001. ISSN 00431354. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1472-765x.2001.00986.x>.

THE JAMOVI PROJECT. **Jamovi**. [S.l.: s.n.], 2021.

TRZCINSKI, Antoine Prandota. **Advanced Biological Physical, and Chemical Treatment of Waste Activated Sludge**. [S.l.: s.n.], 2019.

VASHI, H.; IORHEMEN, O. T.; TAY, J. H. Extensive studies on the treatment of pulp mill wastewater using aerobic granular sludge (AGS) technology. **Chemical Engineering Journal**, Elsevier, v. 359, November 2018, p. 1175–1194, 2019. ISSN 13858947. DOI: 10.1016/j.cej.2018.11.060.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. [S.l.: s.n.], 2005.

\_\_\_\_\_. **Lodos ativados**. [S.l.: s.n.], 2002.

\_\_\_\_\_. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. [S.l.: s.n.], 1996.

WAN, Chunli et al. Formation of filamentous aerobic granules: role of pH and mechanism. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 98, n. 19, p. 8389–8397, 2014. ISSN 14320614. DOI: 10.1007/s00253-014-5857-6.

WANG, Jianfang; SONG, Jiajun et al. Insight into How High Dissolved Oxygen Favors the Startup of Nitrification With Aerobic Granules. **Chemosphere**, Elsevier Ltda, v. 45, p. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128643>.

WANG, Qiang; DU, Guocheng; CHEN, Jian. Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 5, p. 557–563, 2004. ISSN 13595113. DOI: 10.1016/S0032-9592(03)00128-6.

WANG, Zhi Wu; LIU, Yu; TAY, Joo Hwa. Biodegradability of extracellular polymeric substances produced by aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 74, n. 2, p. 462–466, 2007. ISSN 01757598. DOI: 10.1007/s00253-006-0686-x.

\_\_\_\_\_. The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. **Chemosphere**, v. 62, n. 5, p. 767–771, 2006. ISSN 00456535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.081.

WINKLER, M. K.H. et al. Microbial diversity differences within aerobic granular sludge and activated sludge flocs. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 97, n. 16, p. 7447–7458, 2012. ISSN 01757598. DOI: 10.1007/s00253-012-4472-7.

WU, Di et al. Optimization of F/M ratio for stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge. **Bioresource Technology**, v. 252, n. 866, p. 150–156, 2018. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.12.094.

WU, W. et al. Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed. **Water Research**, v. 21, n. 7, p. 789–799, 1987. ISSN 00431354. DOI: 10.1016/0043-1354(87)90154-0.

XIONG, Yanghui; LIU, Yu. Importance of extracellular proteins in maintaining structural integrity of aerobic granules. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, Elsevier B.V., v. 112, p. 435–440, 2013. ISSN 09277765. DOI: 10.1016/j.colsurfb.2013.07.060.

YAN, Lilong et al. Simultaneous nitrification and denitrification by EPSs in aerobic granular sludge enhanced nitrogen removal of ammonium-nitrogen-rich wastewater. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, v. 202, p. 101–106, 2016. ISSN 18732976. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.11.088.

YANG, J. et al. Bioresource Technology Ammonium removal characteristics of an acid-resistant bacterium *Acinetobacter* sp. JR1 from pharmaceutical wastewater capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 274, October 2018, p. 56–64, 2019. ISSN 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.10.052.

YANG, L. et al. Bioresource Technology Simultaneous removal of nitrogen and phosphorous by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a metal resistant bacterium *Pseudomonas putida* strain NP5. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 285, March, p. 121360, 2019. ISSN 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121360.

YANG, S. F.; LI, X. Y.; YU, H. Q. Formation and Characterisation of Fungal and Bacterial Granules Under Different Feeding Alkalinity and pH Conditions. **Process Biochemistry**, Elsevier Ltda, v. 43, p. 6, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>.

YIN, Yunjun et al. Effect of Nitrogen Deficiency on The Stability of Aerobic Granular Sludge. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 275, p. 7, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.069>.

YONAR, Taner; SIVRIOGLU, Ozge; OZENGIN, Nihan. Physico-chemical treatment of dairy industry wastewaters: A review. **book: Technological Approaches for Novel Applications in Dairy Processing**, p. 179–191, 2018.

YU, Cheng et al. Aerobic Granular Sludge Treating Low-Strength Municipal Wastewater: Efficient Carbon, Nitrogen and Phosphorus Removal With Hydrolysis-Acidification Pretreatment. **Science of The Total Environment**, Elsevier Ltda, v. 792, p. 11, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>.

ZAMAN, Masuduz et al. Enhanced biological phosphorus removal using thermal alkaline hydrolyzed municipal wastewater biosolids. **Journal of Environmental Sciences (China)**, Elsevier B.V., v. 86, p. 164–174, 2019. ISSN 18787320. DOI: [10.1016/j.jes.2019.05.025](https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.05.025).

ZHANG, Quanguo; HU, Jianjun; LEE, Duu Jong. Aerobic granular processes: Current research trends. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, v. 210, p. 74–80, 2016. ISSN 18732976. DOI: [10.1016/j.biortech.2016.01.098](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098).

ZHOU, Jia-heng et al. Granular Activated Carbon as Nucleating Agent for Aerobic Sludge Granulation: Effect of GAC Size on Velocity Field Differences (GAC versus Flocs) and Aggregation Behavior. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltda, v. 198, p. 5, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.155>.

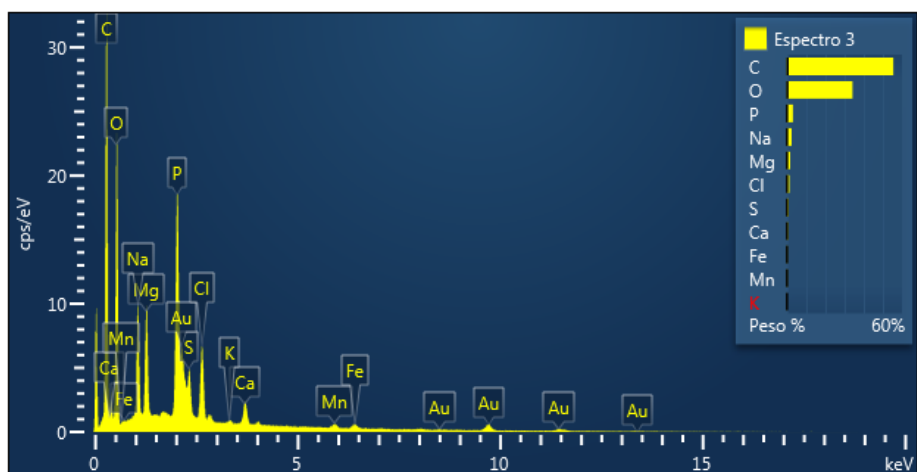
ZHU, L. et al. Component analysis of extracellular polymeric substances (EPS) during aerobic sludge granulation using FTIR and 3D-EEM technologies. **Bioresource Technology**, Elsevier Ltd, v. 337, p. 455–459, 2012. ISSN 00431354. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.059>.

ZOU, Jinte et al. Nitrifying aerobic granular sludge fermentation for releases of carbon source and phosphorus: The role of fermentation pH. **Bioresource Technology**, Elsevier, v. 260, February, p. 30–37, 2018. ISSN 18732976. DOI: [10.1016/j.biortech.2018.03.071](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.071).

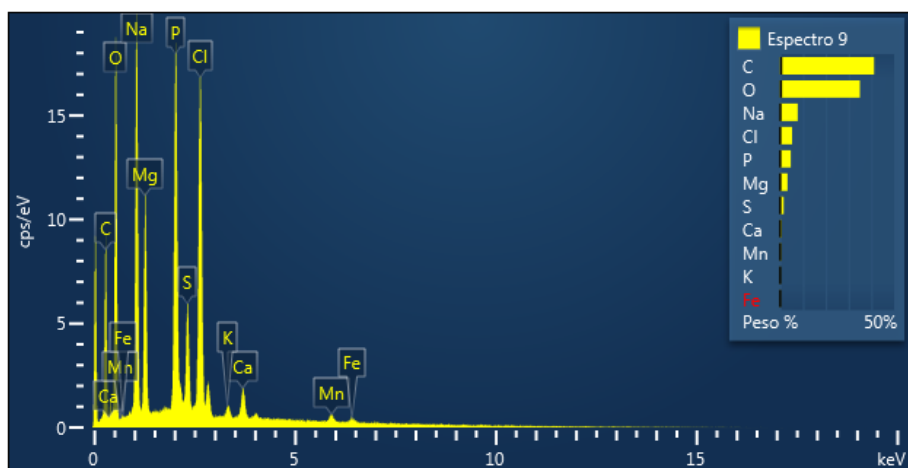
## APÊNDICE A – Gráficos dos espectros de MEV

Reator 01

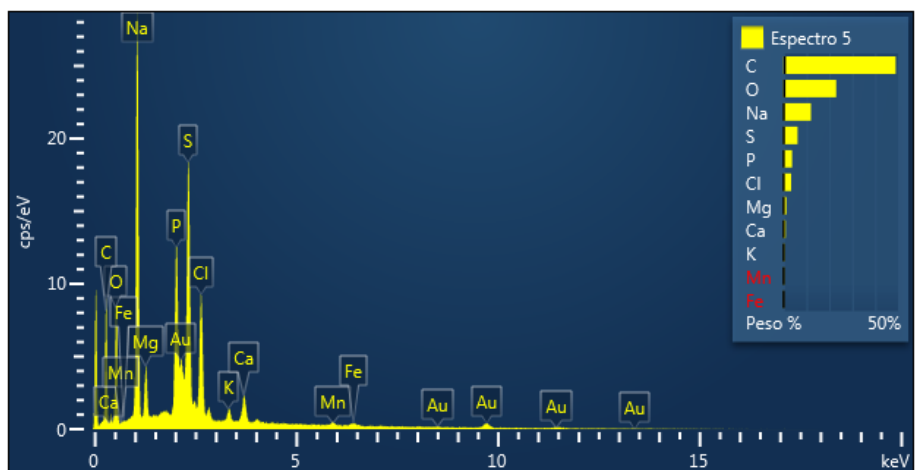
- Amostra 01 (R1) – 16/04/2021:



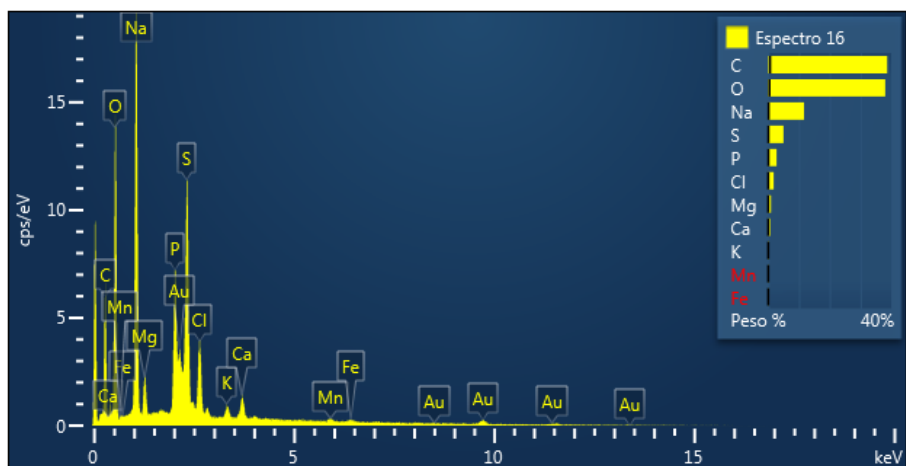
- Amostra 02 (R1) – 29/04/2021:



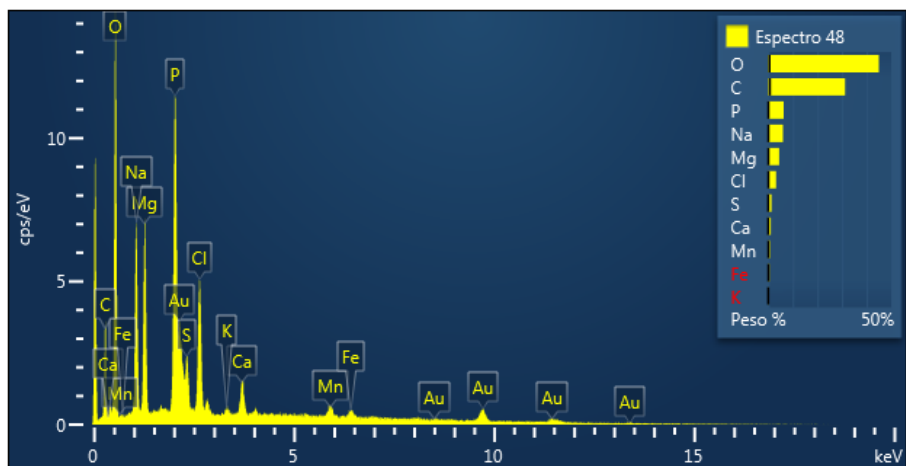
- Amostra 03 (R1) – 18/05/2021:



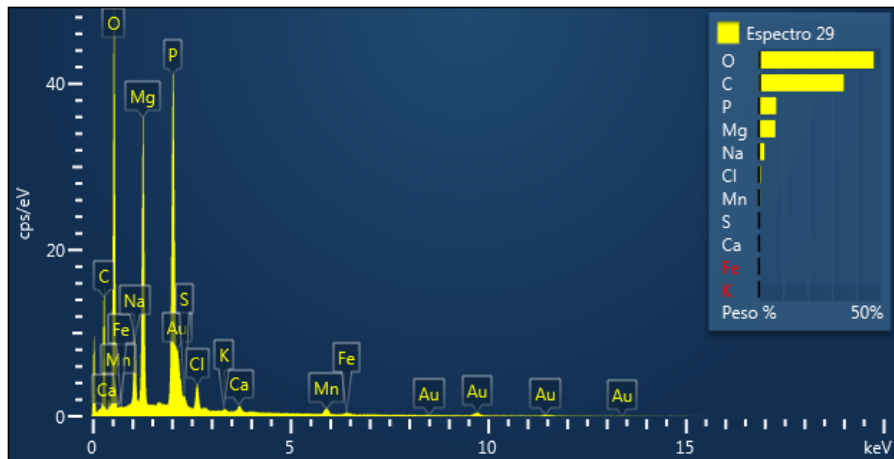
- Amostra 04 (R1) – 21/05/2021:



- Amostra 05 (R1) – 30/05/2021:

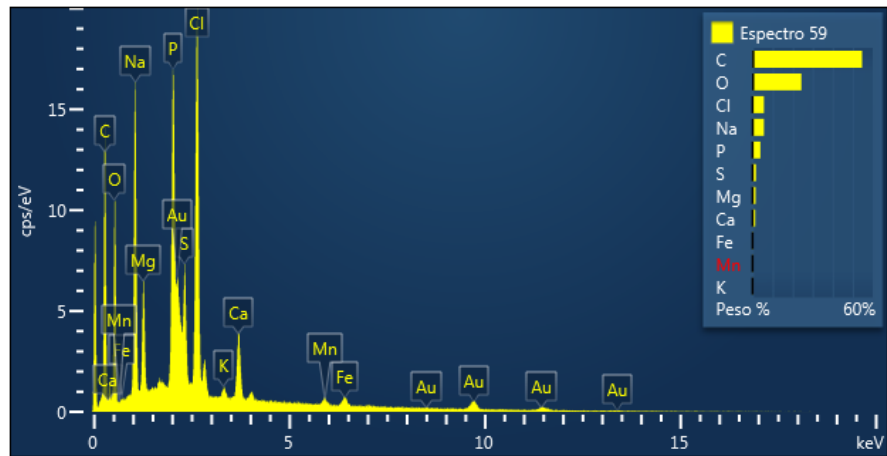


- Amostra 06 (R1) – 31/05/2021:



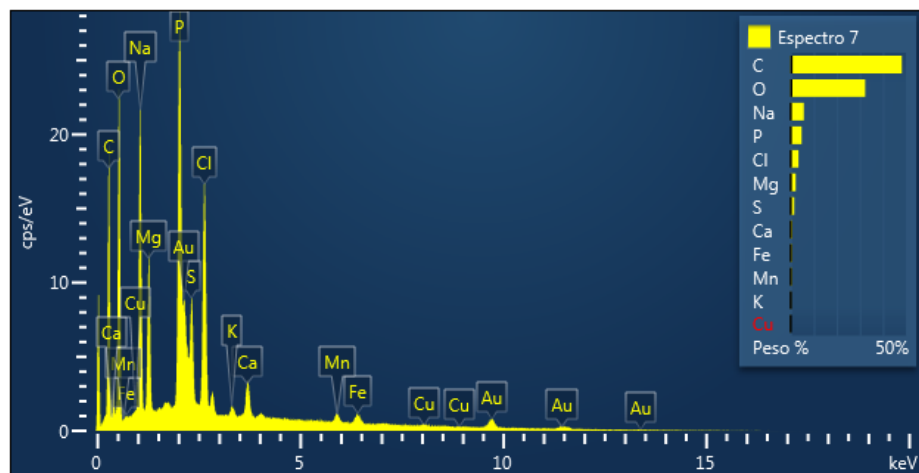


- Amostra 07 (R1) – 01/06/2021:

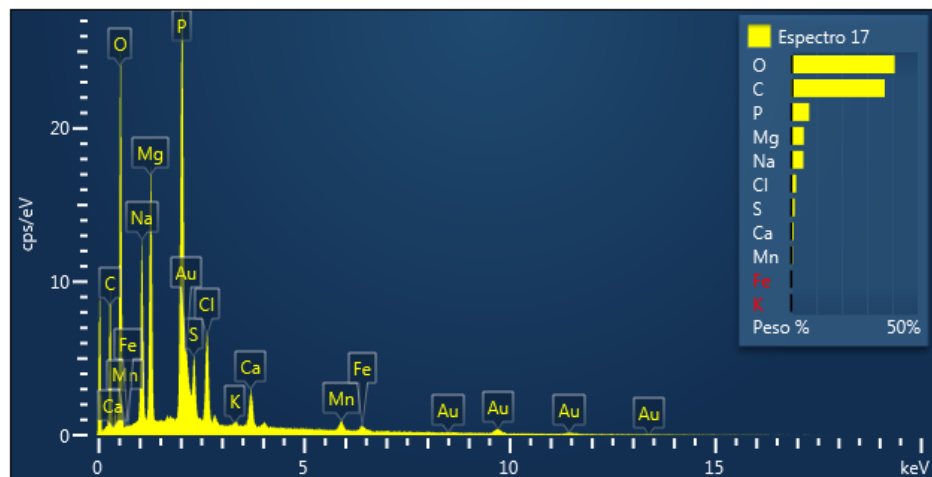


Reator 02

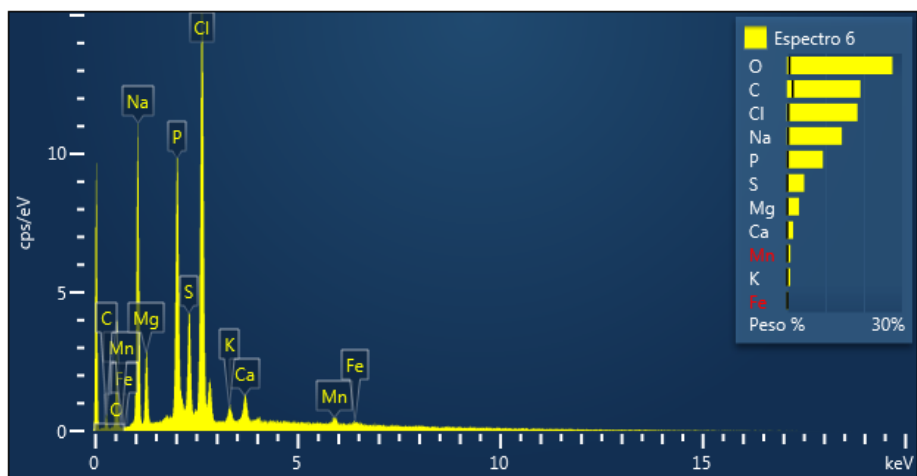
- Amostra 01 (R2) – 16/04/2021:



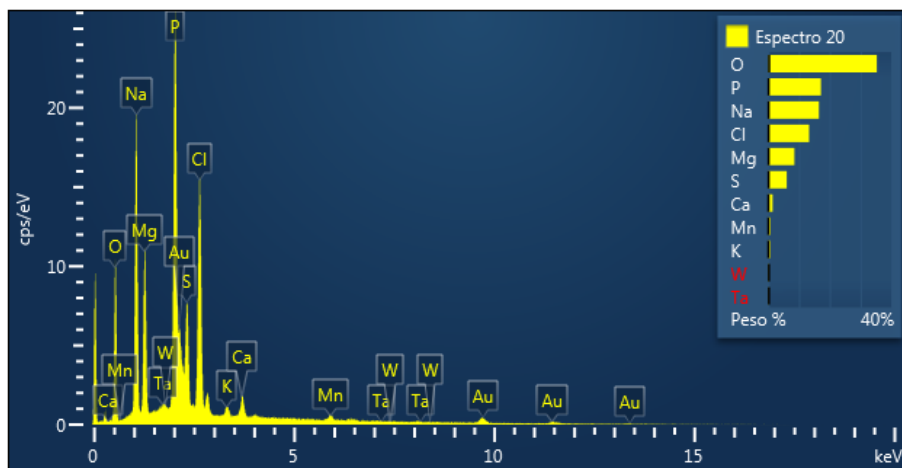
- Amostra 02 (R2) – 29/04/2021:



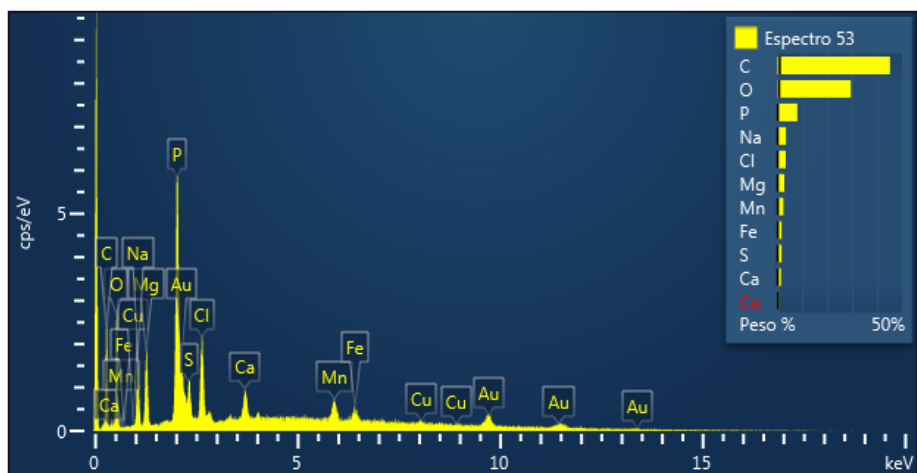
- Amostra 03 (R2) – 18/05/2021:



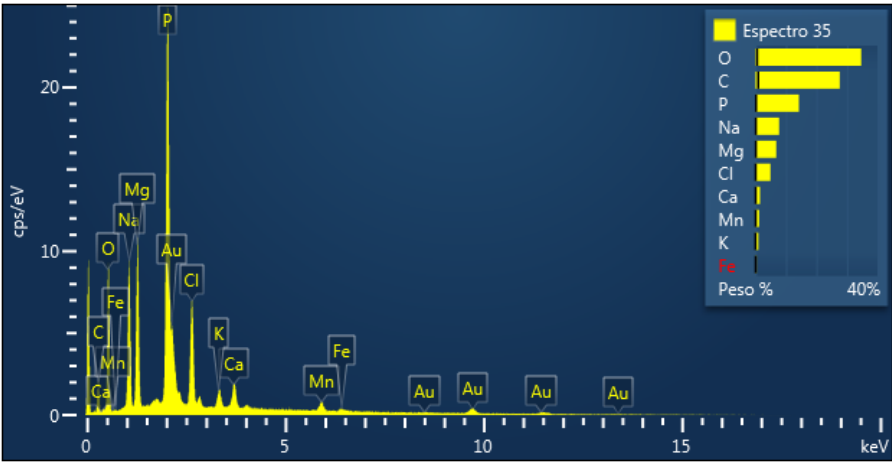
- Amostra 04 (R2) – 21/05/2021:



- Amostra 05 (R2) – 30/05/2021:



- Amostra 06 (R6) – 31/05/2021:



- Amostra 07 (R2) – 01/06/2021:

